

**VALORISATION SOCIOCULTURELLE DE LA BIODIVERSITÉ DANS DEUX
SYSTÈMES SOCIO-ÉCOLOGIQUES DU SUD DE L'AMAZONIE ÉQUATORIENNE**

par

Francisco Neira Brito

Thèse présentée au Département de biologie en vue
de l'obtention du grade de docteur ès sciences (Ph.D.)

FACULTÉ DES SCIENCES
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, mai 2021

Le 20 mai 2021

Le jury a accepté la thèse de monsieur Francisco Neira Brito dans sa version finale.

Membres du jury

Professeure Sophie Calmé
Directrice de recherche
Département de Biologie, Université de Sherbrooke

Professeur Ismael Vaccaro
Codirecteur de recherche
McGill Department of Anthropology, School of Environment

Professeur Alain Létourneau
Évaluateur Interne
Département de Philosophie et d'Éthique Appliquée, Université de Sherbrooke

Professeur Eduardo García Frapolli
Évaluateur Externe
Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional
Autónoma de México

Professeure Carole Beaulieu
Président-Rapporteur
Département de Biologie, Université de Sherbrooke

REMERCIEMENTS

J'adresse tous mes remerciements à mes directeurs de recherche Sophie Calmé et Ismael Vaccaro. À mes conseillers Carole Beaulieu et Alain Letourneau. À Louis Vaillancourt par son accompagnement pendant une bonne partie de l'élaboration de cette thèse. À mes évaluateurs externes d'examen prédoctoral Ingrid Hall et de dissertation doctorale Eduardo García Frapolli. Aux professionnels de recherche du CSBQ du département de biologie de l'Université de Sherbrooke, Cédric Frenette-Dussault et Audrey Bourret, et de l'Université McGill, Nicolas Brunet. À mes amies du laboratoire, Adriana Aguilar et Lou Lecuyer. Aux étudiants de doctorat et professeurs du département de Biologie de l'Université de Sherbrooke, spécialement Françoise Cardou. À mes collègues équatoriens Nicolás Younes et Santiago Rivadeneira. À Christine Montoussé pour le travail de correction de la langue. Ma gratitude au peuple *Shuar* des centres *Yayu*, *Yawi* et *Saarentza*, spécialement à Eduardo Wajaray, José Tando et Bolívar Tando. Également aux habitants des quartiers ruraux de la paroisse *Timbara* et *Nuevo Paraíso*. J'adresse aussi mes remerciements aux institutions suivantes : SENESCYT pour la bourse octroyée, CSBQ pour le financement d'une partie du travail de terrain, WWF bourse Prince Bernhard 2017 pour les fonds de subsistance octroyés pour la période mai-août de cette même année, NCI (Nature et Culture Internationale) pour son appui logistique au terrain et les informations partagées, spécialement à Felipe Serrano et Trotski Riera.

SOMMAIRE

La valorisation de la biodiversité par son interaction avec les cultures humaines est l'objet de cette recherche. La valeur de la biodiversité a été traditionnellement évaluée en fonction de son importance intrinsèque et utilitaire à travers les approches socioéconomiques de valorisation des services écosystémiques (SE) et des contributions de la nature aux humains (CNH). Cependant, ces deux approches considèrent de façon insuffisante la valeur socioculturelle de la biodiversité. Dans cette recherche, je soutiens que cette valeur socioculturelle peut s'analyser à travers la description de trois facteurs d'interaction socioécologique entre la biodiversité et les humains : l'agencement de la nature pour la subsistance, les connaissances écologiques traditionnelles et les institutions locales communautaires. Je considère que ces trois facteurs sont également fondamentaux pour analyser la capacité de résilience des systèmes socioécologiques pour fournir durablement des SE ou des CNH.

Par conséquent, cette recherche analyse de façon interdisciplinaire les trois facteurs mentionnés dans deux systèmes socioécologiques (SSE) du sud de l'Amazonie équatorienne pour valoriser la biodiversité et analyser la capacité de résilience des deux SSE. L'un de ces deux SSE est habité principalement par des colons de culture occidentale latinoaméricaine. Dans l'autre, cohabitent colons et indigènes de la culture *Shuar*. La dimension écologique des deux SSE correspond aux caractéristiques biophysiques des forêts andines tropicales. La valeur socioculturelle de la biodiversité a été interprétée à travers l'engagement des habitants des deux SSE, qui ont fourni des informations pertinentes pour eux, concernant leurs interactions avec la biodiversité et l'écosystème. Cette interprétation a été faite à travers une analyse ethnohistorique des deux systèmes socioécologiques. Ensuite, des entrevues structurées, semi-structurées et des groupes de discussions ont été utilisés. L'analyse de la capacité de résilience des deux SSE a été faite en fonction de sept principes : diversité, connectivité, variables de contrôle, pensée adaptative, apprentissage, participation et gouvernance.

L'analyse ethnohistorique montre que l'interaction entre nature et culture est guidée, dans le SSE dominé par les colons, par une logique socioéconomique. La valeur de la biodiversité ici est économique et écologique. Les approches socioéconomiques d'évaluation de la biodiversité (services écosystémiques et contributions de la nature aux humains) peuvent être utilisées. La résilience de ce SSE ne semble pas menacée. Dans le SSE dominé par les *Shuar*, des traits d'une interaction socioculturelle traditionnelle entre nature et société survivent au processus de transculturation (modernisation) de leur culture traditionnelle, ce dernier dirigé vers une interaction socioéconomique. Ces survivances socioculturelles ont perduré aux processus successifs de colonisation et de transculturation du territoire *Shuar* depuis le XVIème siècle et sont toujours pertinentes pour valoriser la biodiversité.

Pour les *Shuar*, l'agencement de la nature pour la subsistance est toujours d'importance, de même que plusieurs connaissances écologiques traditionnelles et institutions communautaires locales. La langue *Shuar* reflète toujours cette interaction, de même que les connaissances taxonomiques. La mythologie et d'autres cosmovisions survivent. Au niveau institutionnel, des traits du régime foncier passé survivent également, de même qu'une réciprocité envers la nature. Ici, les approches dominantes de valorisation des SE et des CNH sous-estiment cette importance socioculturelle survivante de la biodiversité. La dimension sociale de la résilience du système semble menacée. La marginalisation et la sousvalorisation de la culture *Shuar* sont les principales menaces. Pour renforcer cette capacité de résilience sociale du SSE, il est recommandé de valoriser la richesse culturelle survivante des *Shuar*, améliorer leurs conditions de vie, respecter leur autonomie territoriale ancestrale et intégrer leurs pratiques de gestion de la nature, à travers son utilisation, dans des réseaux d'aires protégées mixtes (occidentales et indigènes) et une gestion adaptative du territoire.

Mots Clés : Biodiversité, Valeurs Socioculturelles, Services Écosystémiques Culturels, Subsistance, Connaissances Écologiques Traditionnelles, Institutions, Résilience, Équateur, *Shuar*.

ABSTRACT

The valuation of biodiversity through its interaction with the human cultures that inhabit the Amazon is the subject of this research. The value of biodiversity has traditionally been assessed in terms of its intrinsic and utilitarian importance, through the approaches of ecosystem services and nature's contributions to people. In this research, I argue that these two approaches do not adequately consider the sociocultural importance of biodiversity to indigenous societies. This sociocultural importance was analyzed through three factors: human agency of nature for subsistence, traditional ecological knowledge, and functioning of local communitarian institutions. These three sociocultural factors also function as patterns of interaction between nature and culture in socioecological systems and are also fundamental to the analysis of their capacity for resilience.

This research interdisciplinary analyzes these three factors of biodiversity value and resilience of the interaction between nature and culture in two socioecological systems of the southern Amazon of Ecuador. The ecological dimension of both systems corresponds to the biophysical characteristics of the Andean tropical forests. As for the cultural dimension, one of the systems is dominated by settlers of Western Latin American culture. In the other, settlers and indigenous people of the *Shuar* culture coexist. The sociocultural value of biodiversity was interpreted through the participation of the human inhabitants of the ecosystem, who provided information relevant to them related to their interaction with biodiversity and the ecosystem. This interpretation was first made through an ethnohistorical analysis of the two socioecological systems. Structured and semi-structured interviews and focus groups were then applied. The analysis of the resilience of the socioecological systems was carried out according to seven principles (diversity, connectivity, control variables, adaptive thinking, learning, participation and governance). Intertemporal forest cover analyses were conducted in both systems to complement the analysis.

The ethnohistorical analysis shows that the interaction between nature and culture is guided, in the socioecological system dominated by the colons, by a socioeconomic logic. The value of biodiversity is mainly economic. Socioeconomic approaches to valuing biodiversity (ecosystem services and nature's contributions to people) can then be used. The resilience of this system does not seem to be threatened. In the *Shuar* dominated socioecological system, the characteristics of the traditional sociocultural interaction between nature and culture survive the current process of transculturation, directed towards a socioeconomic interaction. These sociocultural vestiges have persisted in the successive processes of colonization and transculturation of the *Shuar* territory (since the 16th century) and continue to be relevant for the valorization of biodiversity.

For the Shuar people, managing nature for subsistence remains important, as do many of their traditional ecological knowledge and local community institutions. The *Shuar* language continues to reflect this interaction, as well as taxonomic knowledge. Likewise, mythology and other cosmological representations persist. At the institutional level, the characteristics of past land tenure also survive, as does the reciprocity with nature. Here, dominant approaches to ecosystem services and nature's contributions to human well-being underestimate the sociocultural importance of biodiversity. The social dimension of the system's resilience seems to be under threat. Marginalization and underestimation of the *Shuar* culture are the main threats. To strengthen this resilience, it is recommended to value the surviving cultural richness of the *Shuar* culture, improve their living conditions, respect their ancestral territorial autonomy and integrate their nature management practices through their use in mixed (western and indigenous) protected area networks and adaptive territory management.

Keywords: Biodiversity, Socio-cultural Values, Cultural Ecosystem Services, Subsistence, Traditional Ecological Knowledge, Institutions, Resilience, Ecuador, *Shuar*.

RESUMEN

La valoración de la biodiversidad a través de su interacción con las culturas humanas que habitan la Amazonía es el tema de esta investigación. El valor de la biodiversidad se ha evaluado tradicionalmente en términos de su importancia intrínseca y utilitaria, a través de los enfoques de los servicios de los ecosistemas y de las contribuciones de la naturaleza a los seres humanos. En esta investigación, sostengo que estos dos enfoques no consideran adecuadamente la importancia sociocultural de la biodiversidad para las sociedades indígenas. Se analizó esta importancia sociocultural a través de tres factores: la agencia humana de la naturaleza para la subsistencia, el conocimiento ecológico tradicional y el funcionamiento de las instituciones comunitarias locales. Estos tres factores socioculturales también funcionan como patrones de interacción entre la naturaleza y la cultura en los sistemas socioecológicos, siendo también fundamentales para la analizar su capacidad de resiliencia.

Esta investigación analiza interdisciplinariamente estos tres factores de valor de la biodiversidad y de resiliencia de la interacción entre naturaleza y cultura en dos sistemas socioecológicos de la Amazonía del sur del Ecuador. La dimensión ecológica de ambos sistemas corresponde a las características biofísicas de los bosques tropicales andinos. En cuanto a la dimensión cultural, uno de los sistemas está dominado por colonos de cultura occidental latinoamericana. En el otro cohabitan colonos e indígenas de la cultura *Shuar*. El valor sociocultural de la biodiversidad se interpretó a través de la participación de los habitantes humanos del ecosistema quienes aportaron información pertinente para ellos, relacionada con su interacción con la biodiversidad y el ecosistema. Esta interpretación se realizó primero a través de un análisis etnohistórico de los dos sistemas socioecológicos. Se aplicaron luego entrevistas estructuradas y semiestructuradas y grupos focales. El análisis de la resiliencia de los sistemas socioecológicos se realizó en función de siete principios (diversidad, conectividad, variables de control, pensamiento adaptativo, aprendizaje, participación y gobernanza). En ambos sistemas se llevaron a cabo análisis intertemporales de la cobertura forestal para complementar el análisis.

El análisis etnohistórico muestra que la interacción entre la naturaleza y la cultura está guiada, en el sistema socioecológico dominado por los colonos, por una lógica socioeconómica. El valor de la biodiversidad es principalmente económico. Pueden entonces utilizarse enfoques socioeconómicos de valoración de la biodiversidad (servicios ecosistémicos y contribuciones de la naturaleza a los humanos). La resiliencia de este sistema no parece estar amenazada. En el sistema socioecológico dominado por los *Shuar*, las características de la interacción sociocultural tradicional entre la naturaleza y la sociedad sobreviven al actual proceso de transculturación, dirigido hacia una interacción socioeconómica. Estos vestigios socioculturales han persistido en los sucesivos procesos de colonización y transculturación del territorio *Shuar* (desde el siglo XVI) y siguen siendo relevantes para la valorización de la biodiversidad.

Para los *Shuar*, el agenciamiento de la naturaleza para la subsistencia sigue siendo importante, al igual que muchos de sus conocimientos ecológicos tradicionales y las instituciones comunitarias locales. El idioma *Shuar* continúa reflejando esta interacción, así como el conocimiento taxonómico. Igualmente, la mitología y otras representaciones cosmológicas persisten. A nivel institucional, las características de la tenencia de la tierra en el pasado también sobreviven, al igual que la reciprocidad con la naturaleza. Aquí, los enfoques dominantes de los servicios ecosistémicos y las contribuciones de la naturaleza al bienestar humano subestiman la importancia sociocultural de la biodiversidad. La dimensión social de la resiliencia del sistema parece estar amenazada. La marginación y la subestimación de la cultura *Shuar* son las amenazas principales. Para fortalecer esta resiliencia se recomienda valorar la riqueza cultural sobreviviente de la cultura *Shuar*, mejorar sus condiciones de vida, respetar su autonomía territorial ancestral e integrar sus prácticas de gestión de la naturaleza a través de su uso en redes de áreas protegidas mixtas (occidentales e indígenas) y una gestión adaptativa del territorio.

Palabras clave: Biodiversidad, Valores socioculturales, Servicios ecosistémicos culturales, Subsistencia, Conocimientos ecológicos tradicionales, Instituciones, Resiliencia, Ecuador, *Shuar*.

TABLE DE MATIÈRES

CHAPITRE 1	1
INTRODUCTION.....	1
1.1 La valeur de la biodiversité dans deux SSE du sud de l’Amazonie équatorienne	2
1.2 L’interaction socioécologique entre nature et culture et la valeur de la biodiversité dans l’Amazonie vue de nos capitales latino-américaines et occidentales.....	7
1.2.1 L’étude des interactions socioécologiques dans l’Amazonie.....	8
1.2.2 L’étude de la valeur de la biodiversité dans l’Amazonie	11
1.3 Vers une valorisation socioculturelle de la biodiversité	14
CHAPITRE 2	19
CADRE THÉORIQUE.....	19
2.1 Introduction	19
2.2 Les valeurs de la biodiversité.....	20
2.2.1 La valeur intrinsèque	20
2.2.2 La valeur instrumentale de la biodiversité	23
2.3 Critique des approches dominantes de valorisation de la biodiversité	25
2.3.1 Le problème des évaluations qui ignorent l’interaction entre nature et société	26
2.3.2 Sous-valorisation des connaissances écologiques et des institutions locales	28
2.3.3 Mauvaise compréhension des interactions socioécologiques	30
2.4 Une alternative interdisciplinaire et plurielle d’évaluation de la biodiversité	31
2.4.1 Valeurs relationnelles de la biodiversité	32
2.4.2 Système de valeurs socioculturelles de la biodiversité	34
2.4.2.1 L’agencement de la nature pour la subsistance.....	34
2.4.2.2 Les Connaissances Écologiques Traditionnelles (CET)	37
2.4.2.3 Institutions locales pour l’utilisation de la biodiversité	39
2.4.3 Les systèmes socioécologiques (SSE)	41
2.5 Discussion.....	47
CHAPITRE 3	50
CADRE MÉTHODOLOGIQUE ET SYSTÈMES SOCIOÉCOLOGIQUES ÉTUDIÉS	50

3.1 Cadre Méthodologique	50
3.1.1 Approche	50
3.1.2 Collecte d'information	53
3.1.3 Outils méthodologiques utilisés pour l'obtention d'information sur le terrain	54
3.1.4 Traitement de l'information	56
3.1.5 Limitations	58
3.2 Systèmes socioécologiques étudiés	59
3.2.1 Localisation, caractéristiques abiotiques, biotiques et sociales	60
3.2.1.1 Localisation et caractéristiques abiotiques	60
3.2.1.2 Caractéristiques biotiques.....	64
3.2.1.3 Caractéristiques socioéconomiques	66
3.2.2 Dynamique temporelle des interactions socioécologiques	67
3.2.2.1 Époque précolombienne.....	67
3.2.2.2 Époque coloniale.....	69
3.2.2.3 Époque républicaine.....	70
3.2.2.4 Fin du vingtième siècle	72
3.2.3 Changements et survivances socioécologiques	73
3.3.3.1 Changements et survivances dans l'agencement de la nature pour la subsistance.....	73
3.3.3.2 Changements et survivances dans les connaissances écologiques traditionnelles ...	76
3.3.3.3 Changements et survivances dans les institutions communautaires	80
3.2.4 Conclusions	82
CHAPITRE 4	85
RÉSULTATS ET INTERPRÉTATION	85
4.1 Système socioécologique des colons	85
4.1.1 Situation socioéconomique et qualité de vie.....	85
4.1.2 Pratiques de subsistance	87
4.1.2.1 Chasse.....	87
4.1.2.2 Pêche.....	90
4.1.2.3 Agriculture	92
4.1.2.4 Élevage.....	95
4.1.2.5 Prélèvement d'espèces forestières ligneuses et de bois de feu	98

4.1.3 Connaissances sur les pratiques de subsistance	100
4.1.3.1 Connaissances sur la faune	101
4.1.3.2 Connaissances sur l'agriculture.....	102
4.1.3.3 Connaissances sur l'élevage	103
4.1.3.4 Connaissances sur l'exploitation des produits forestiers	104
4.1.4 Institutions locales et gestion de la biodiversité.....	105
4.1.5 Bilan des valeurs de la biodiversité	108
4.1.6 Analyse de la résilience du SSE	116
4.1.6.1 Diversité et redondance (P1).....	117
4.1.6.2 Connectivité (P2)	119
4.1.6.3 Variables de contrôle et rétroactions (P3).....	123
4.1.6.4 Pensée adaptative et cosmovisions (P4).....	126
4.1.6.5 Apprentissage (P5).....	128
4.1.6.6 Participation (P6).....	130
4.1.6.7 Gouvernance Polycentrique (P7).....	132
4.1.6.8 Bilan de l'analyse de la résilience du SSE	134
4.2 SSE du fleuve <i>Numpatkáim</i> et <i>Martín Ujukam</i> habités par des <i>Shuar</i>	136
4.2.1 Situation socioculturelle et qualité de vie.....	136
4.2.2 Pratiques de subsistance	139
4.2.2.1 Chasse.....	139
4.2.2.2 Pêche.....	142
4.2.2.3 Agroécologie.....	146
4.2.2.4 Élevage et prélèvement d'espèces forestières ligneuses.....	149
4.2.2.5 Prélèvement de plantes médicinales et de produits non-forestiers.....	150
4.2.3 Connaissances écologiques traditionnelles.....	152
4.2.3.1 Connaissances écologiques traditionnelles sur la faune terrestre	153
4.2.3.2 Connaissances écologiques traditionnelles sur la pêche.....	158
4.2.3.3 Connaissances écologiques traditionnelles sur l'agroécologie	160
4.2.3.4 Connaissances écologiques traditionnelles sur la collecte de produits non-forestiers	163
4.2.3.5 Connaissances écologiques traditionnelles sur l'élevage.....	165
4.2.4 Institutions locales et gestion de la biodiversité.....	165

4.2.5 Bilan des valeurs de la biodiversité	170
4.2.6 Analyse de la résilience du SSE	182
4.2.6.1 Diversité et redondance (P1)	182
4.2.6.2 Connectivité (P2)	185
4.2.6.3 Variables de contrôle et rétroactions (P3)	189
4.2.6.4 Pensée adaptative et cosmovisions (P4)	191
4.2.6.5 Apprentissage (P5)	193
4.2.6.6 Participation (P6)	194
4.2.6.7 Gouvernance polycentrique (P7)	197
4.2.6.8 Bilan de l'analyse de la résilience du SSE	199
CHAPITRE 5	201
DISCUSSION ET CONCLUSION	201
5.1 Valeurs de la biodiversité	204
5.1.1 Un système de valeurs socioéconomiques : SSE du fleuve <i>Jambué</i>	204
5.1.2 Un système de valeurs socioculturelles : SSE du fleuve <i>Numpatkáim</i>	207
5.2 Résilience des systèmes socioécologiques (SSE)	211
5.2.1 Résilience du SSE du fleuve <i>Jambué</i> dominé par les colons	212
5.2.2 Résilience du SSE du fleuve <i>Numpatkáim</i> dominé par les <i>Shuar</i>	215
5.3 Contributions	217
5.4 Limitations	219
5.5 Perspectives de recherche	222
5.6 Conclusion	224
ANNEXE A	228
ANNEXE B	232
ANNEXE C	234
ANNEXE D	239
ANNEXE E	242
ANNEXE F	244
ANNEXE G	245
ANNEXE H	246
ANNEXE I	251

ANNEXE J.....	254
ANNEXE K.....	257
ANNEXE L.....	258
ANNEXE M.....	259
BIBLIOGRAPHIE.....	264

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	SE identifiés par les colons du fleuve Jambué et de Nuevo Paraiso.	112
Tableau 2	CNH identifiées par les colons du fleuve Jambué et de Nuevo Paraiso.	115
Tableau 3	SE identifiés par les <i>shuar</i> du fleuve <i>Numpatkáim</i> et de <i>Martin Ujukam</i>.	177
Tableau 4	CNH identifiées par les <i>shuar</i> du fleuve <i>Numpatkáim</i> et de <i>Martin Ujukam</i>.	181
Tableau 5	Espèces utilisées par les colons dans leurs activités de subsistance.	234
Tableau 6	Espèces connues par les colons sans valeur utilitaire.	239
Tableau 7	Bénéfices ou préjudices causés par la biodiversité aux colons.	242
Tableau 8	Perception des colons de l'importance des aires protégées.	244
Tableau 9	Importance de la biodiversité pour les colons en dehors des aires protégées.	245
Tableau 10	Espèces utilisées par les <i>shuar</i> dans leurs activités de subsistance.	246
Tableau 11	Espèces connues par les <i>shuar</i> sans valeur utilitaire.	251
Tableau 12	Bénéfices ou préjudices causés par la biodiversité aux <i>shuar</i>.	254
Tableau 13	Perception des <i>shuar</i> de l'importance des aires protégées.	257
Tableau 14	Importance de la biodiversité pour les <i>shuar</i> en dehors des aires protégées.	258
Tableau 15	Glossaire des noms des espèces utilisées et connues par les <i>Shuar</i>.	259

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Localisation de la zone d'étude.	4
Figure 2	Micro-bassin du fleuve Jambué	62
Figure 3	Micro-bassin du fleuve Numpatkáim	63
Figure 4	Changement de la couverture forestière au fleuve Jambué.	121
Figure 5	Connectivité entre pâturages dans le micro-bassin du fleuve Jambué.	122
Figure 6	Démonstration d'utilisation d'une sarbacane.	141
Figure 7	Piège <i>washim</i> utilisé par les pêcheurs <i>Shuar</i>.	144
Figure 8	<i>Aja Shuar</i> : un mélange de plantes cultivées et de forêt amazonienne.	147
Figure 9	Une famille <i>Shuar</i> partage autour du feu.	152
Figure 10	Patron de déboisement en arête de poisson dans l'Amazonie brésilienne	186
Figure 11	Changement de la couverture forestière au fleuve <i>Numpatkáim</i>.	187

LISTE DES ABRÉVIATIONS

AP	Aire Protégée
CET	Connaissances Écologiques Traditionnelles
CICES	<i>Common International Classification of Ecosystem Services</i>
CNH	Contributions de la Nature aux Humains
FCSH	Fédération des Centres <i>Shuar</i>
FEPNASH-ZCH	Fédération de la Nationalité <i>Shuar</i> de <i>Zamora Chinchipe</i>
FESHZCH	Fédération <i>Shuar</i> de <i>Zamora Chinchipe</i>
FPAN	Forêt Protectrice <i>Alto Nangaritza</i>
GAD	Gouvernement Autonome Décentralisé
IPBES	<i>Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services</i>
MEA	<i>Millennium Ecosystem Assessment</i>
MEE	Ministère de l'Environnement de l'Équateur
PNP	Parc National <i>Podocarpus</i>
RATA	<i>Resilience, Adaptation, Transformation Assessment</i>
RBCP	Réserve Biologique <i>Cerro Plateado</i>
SE	Services Écosystémiques
SNAP	Système National d'Aires Protégées
SSE	Systèmes Socioécologiques
TEEB	<i>The Economics of Ecosystems and Biodiversity</i>
TNA	Terres Noires Amazoniennes
UICN	Union Internationale pour la Conservation de la Nature
USD	<i>United States Dollars</i>

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

Les humains sont capables de prendre des décisions en fonction de certains principes cognitifs appelés valeurs. Les valeurs guident nos consentements à payer, l'importance que nous attachons aux choses, à la nature et même aux personnes. En d'autres termes, nos valeurs déterminent nos choix et nos évaluations de ce qui est beau ou laid, bon ou mauvais, acceptable ou inacceptable. Par rapport à la nature des valeurs, elles ne sont pas complètement stables et ouvrent de ce fait la porte au changement. Elles ne sont pas non plus complètement instables, permettant ainsi certaines continuités, certaines survivances culturelles. Le nombre de valeurs possédées par une personne est relativement petit et elles sont organisées hiérarchiquement en systèmes. Tous les êtres humains possèdent les mêmes valeurs, mais elles s'expriment en différents degrés d'intensité selon les hiérarchies attribuées. Finalement, certaines valeurs ont des caractéristiques plus socioéconomiques et individuelles, tandis que d'autres ont des caractéristiques plus socioculturelles et collectives.

Ces valeurs qui déterminent l'importance que nous attachons aux choses et à nos interactions, doivent ensuite être évaluées. Plusieurs approches scientifiques d'évaluation des valeurs existent. L'approche psychosociale, fondée sur les travaux de Rokeach (1973) et de Schwartz (1994), évalue les valeurs à partir des comportements qu'elles déclenchent. L'approche philosophique (l'axiologie) et sociologique évaluent, entre autres, les motivations qui permettent le passage de la décision à l'action (Legault 2003) et l'adhésion aux valeurs comme fondements de la cohésion sociale (Maitre d'Hôtel & Pelegrin 2012). L'approche économique évalue l'utilité subjective qu'attachent les consommateurs aux biens et services offerts (Bellamy-Foster 2000). L'approche écologique ne considère pas les valeurs comme un objet de recherche en soi, toutefois elle évalue la richesse et la qualité des écosystèmes en les conférant une valeur évolutive intrinsèque (Rolston 2007). Finalement, l'approche anthropologique évalue l'importance des actions et des interactions socioculturelles (Munn 1992; Graeber 2001). Un ensemble interdisciplinaire de ces trois dernières approches guideront cette recherche.

La valorisation de la biodiversité à travers la description et l'interprétation de l'interaction socioécologique entre les cultures humaines et les écosystèmes amazoniens est l'objet de la présente recherche. Actuellement, cette interaction rend compte d'une intégration socioéconomique partielle des peuples amazoniens aux marchés régionaux. Cependant, pendant près de 13 millénaires (Roosevelt 2014) cette interaction a impliquée un prolongement des liens socioculturels humains à la nature. Trois facteurs socioculturels donnent structure à cette interaction : l'agencement humain (actions intentionnées) qui façonnent la nature pour la subsistance et les connaissances écologiques et les institutions communautaires qui guident cet agencement. Je considère que l'interprétation des valeurs socioculturelles de la biodiversité, émerge d'une adéquate description des traits survivants intégrés à ces trois facteurs. Je soutiens également que les valeurs socioculturelles survivantes associées à la biodiversité fonctionnent aussi comme des patrons historiques de résilience des systèmes socioécologiques (SSE) amazoniens.

1.1 La valeur de la biodiversité dans deux SSE du sud de l'Amazonie équatorienne

Cette approche proposée de valorisation de la biodiversité et d'analyse de la capacité de résilience des SSE fut appliqué au sud de l'Amazonie équatorienne, dans la province de *Zamora Chinchipe*. Les équatoriens appellent leur frange amazonienne « *el Oriente* » (11 980 000 ha). La province de *Zamora Chinchipe* (1 210 000 ha) est la plus australe et la plus petite des provinces orientales de l'Équateur. Deux SSE correspondant à deux micro-bassins ont été étudiés (Figure 1) : (1) Le micro-bassin du fleuve *Jambué*, localisé dans la zone rurale de la ville de *Zamora* (capitale de la province). Ce territoire est morcelé en propriétés privées, lesquelles appartiennent à des familles de colons. La culture des colons est occidentale latino-américaine. Dans ce micro-bassin se trouve isolé un centre *Shuar*, *Martin Ujukam*, lequel a été également étudié ; (2) Le micro-bassin du fleuve *Numpatkáim*, qui se trouve dans la vallée du Haut *Nangaritza*, l'une des zones les plus diverses de l'Amazonie équatorienne en termes biologiques. La portion du micro-bassin qui a été étudiée est peuplée par des indigènes *Shuar*. Cependant, un hameau de colons localisé dans ce SSE, *Nuevo Paraíso*, a été aussi étudié.

Lors de mon premier séjour dans les SSE étudiés, j'ai fait certaines constatations. Les colons, en majorité originaires des vallées andines, avaient tendance à transformer les écosystèmes en pâturages et vendaient ensuite leur production aux marchés locaux. Leurs connaissances sur la biodiversité et les écosystèmes amazoniens étaient plutôt réduits et inadaptés à la réalité environnante. Leur organisation sociale était orientée vers le développement économique et l'amélioration de la qualité de vie des familles. La base institutionnelle de cette organisation était le bon voisinage. La *minga*, l'institution rurale traditionnelle d'aide mutuelle et de collectivisation du travail agricole pour obtenir une prestation réciproque de services, ne se pratiquait plus. Survivait une version postmoderne orientée à fournir la main d'œuvre nécessaire pour la construction d'infrastructures de développement (e.g. installation de poteaux de transmission électrique). Cependant, la plus rassurante de mes constatations initiales était qu'une partie de mon cadre culturel urbain et occidental-latinoaméricain me garantissait le développement d'une interaction fluide avec eux. Nous partagions la même langue maternelle, l'espagnol, et certaines autres références culturelles communes comme l'alimentation.



Figure 1 Localisation de la zone d'étude.

D'autre part, la dynamique culturelle des *Shuar* était différente de celle des autres nationalités indigènes de l'Amazonie équatorienne que je connaissais et de celle des colons. Chez les *Quichua* amazoniens du nord, par exemple, la matrice culturelle latinoaméricaine était bien enracinée. Pour commencer, je n'avais jamais eu besoin d'un interprète pour communiquer avec eux. L'espagnol était sans aucun doute leur première langue. Ensuite, pour manger ou boire, j'achetais des aliments ou des boissons occidentales dans les *tiendas*, les dépanneurs. Chez les *Shuar*, j'ai eu besoin d'un interprète pour communiquer avec certaines personnes. Pour la plupart d'entre eux, l'espagnol était clairement leur deuxième langue. Il n'y avait pas des *tiendas* et la dynamique culturelle, en général, me semblait étrangère. J'ai expérimenté pour la première fois de ma vie un choc culturel dans mon propre pays. Pour donner une idée générale, je me sentais beaucoup plus « chez moi » à Sherbrooke au Canada qu'en territoire *Shuar* à *Zamora Chinchipe*, en Équateur. Cependant, comme le font généralement les étrangers quand ils visitent un autre pays, je suis arrivé avec une importante connaissance théorique de leur histoire et de leur interaction avec la nature. J'ai donc comparé ce que j'imaginai avec la réalité.

L'agencement de la nature pour la subsistance semblait rester fortement enraciné dans la culture et la circulation de l'argent, le dollar US, était restreinte. Par conséquent, les *Shuar* mangent majoritairement ce qu'ils cultivent, chassent et pêchent. Au nord et au centre de l'Amazonie équatorienne l'alimentation des indigènes est mixte : subsistance et achat d'aliments occidentaux. Cela est possible car la circulation de l'argent est plus dynamique à cause de leur attachement à l'économie nationale et aux marchés régionaux du travail. Les connaissances écologiques des *Shuar* semblaient traditionnelles, adaptées à la réalité biophysique amazonienne et assez bien distribuées dans la population. Leur cosmovision continuait d'être liée à la nature et elle était toujours assez bien partagée par la population. Du point de vue institutionnel, les droits de propriété et d'accès au territoire restaient plutôt traditionnels. Lors de ma présentation à la communauté, ils ont discuté avant des conflits institutionnels qu'ils devaient affronter : l'imposition des aires protégées, des concessions minières et des régimes de justice et santé équatoriens.

En résumé, ma première impression sur l'interaction entre nature et culture chez les *Shuar* et sur la valeur qu'ils attachaient à la biodiversité, a été celle d'une hybridation, d'une continuité entre la survivance de traits de leur culture traditionnelle et l'intégration de nouveaux traits socioéconomiques. Cette intégration implique des changements culturels importants, régulés par la présence des continuités, des survivances culturelles du passé. Ce contexte m'a amené à m'interroger, en donnant suite aux lectures que j'avais faites sur la résilience, si ces survivances, ces valeurs socioculturelles de la biodiversité, pouvaient fonctionner comme des facteurs de renforcement de la résilience. ***Si la résilience est la capacité des SSE de se transformer suite à des changements en conservant leur intégrité structurelle et fonctionnelle pour continuer à fournir des bénéfices aux sociétés humaines, si les SSE sont plus que l'addition de deux systèmes séparés, un social et un autre écologique, et qu'ils conforment plutôt des unités systémiques adaptatives où ces deux dimensions sont imbriquées, alors l'hybridation entre changements socioéconomiques et survivances socioculturelles devrait également jouer un rôle dans la structure de la capacité de résilience des SSE.*** Voici les lignes de réflexion de cette recherche.

Cette recherche est importante parce qu'elle pourra permettre d'intégrer le point de vue indigène à la formulation de politiques de conservation de la biodiversité dans l'Amazonie. Pour l'État équatorien, l'importance de l'Amazonie est donnée par deux raisons, en principe contradictoires. D'abord, elle est un espace dédié à la protection de la biodiversité (apparemment de ses usagers) dans des aires protégées. Ensuite, elle est un réservoir de ressources naturelles qui peuvent être exploitées pour impulser la croissance économique. La prévalence du discours du développement durable semble résoudre cette contradiction et permettrait la convergence de ces deux objectifs. Or, durable ou pas, ce modèle de développement exclut le point de vue des populations indigènes. Pour plusieurs de ces populations indigènes, la valeur de la biodiversité résulte de son utilité pour leur récente et encore partielle intégration socioéconomique aux marchés régionaux de biens et services. Cependant, l'importance socioculturelle que ces mêmes populations indigènes continuent d'attribuer à la biodiversité à travers la réalisation de leurs

pratiques de subsistance, leurs connaissances et leurs institutions communautaires reste relativement peu connue.

Cette recherche est également importante parce qu'elle fournit un cadre pluriel de réflexion sur les interactions socioécologiques entre nature et culture chez les peuples indigènes de l'Amazonie. Ce cadre permet de s'éloigner du débat sur les motivations conservationnistes ou utilitaires de leurs pratiques de subsistance, de l'exactitude ou de l'inexactitude de leurs connaissances ou de la formalité ou de l'informalité de leurs institutions communautaires. On pourra apprécier que leurs pratiques, connaissances écologiques et institutions puissent être conservationnistes et utilitaires, exactes et inexactes et formelles et informelles, de même que pour les individus ou les collectifs de toute autre culture dans le monde. Il est plus riche de comprendre les contextes socioéconomiques et socioculturels de valorisation de la biodiversité que d'essayer de discerner ces positions dichotomiques. Cependant, avant d'approfondir au long de cette thèse la réflexion sur l'importance socioculturelle de la biodiversité, il faut introduire les paradigmes dominants de l'étude des interactions entre nature et culture et de valorisation de la nature.

1.2 L'interaction socioécologique entre nature et culture et la valeur de la biodiversité dans l'Amazonie vue de nos capitales latino-américaines et occidentales

L'Amazonie est un territoire qui englobe le bassin amazonien, quatre millions de kilomètres carrés (Balée 2013) drainé par le fleuve Amazone et ses tributaires et une superficie sociopolitique supplémentaire de plus de deux millions de kilomètres carrés qui se trouvent en dehors du bassin amazonien (Morán 1993). Au total, les sept millions de kilomètres carrés de l'Amazonie (Bush et al. 2015) représentent 4% des surfaces émergées de la Terre et sa taille équivaut approximativement à celle des États-Unis ou de l'Australie (Piperno et al. 2015). Au niveau forestier, les forêts tropicales, celles comprises sous les tropiques humides (Smouts 2001), les forêts transitionnelles et les savanes tropicales rattachées à l'Amazonie, couvrent un

autre million supplémentaire de kilomètres carrés, pour arriver à une surface totale de 8,15 millions de km² (Levine et al. 2016). L'Amazonie est la plus grande forêt tropicale de la planète (Charity et al. 2016) et le réservoir d'une grande partie de la biodiversité du Nouveau Monde (Piperno et al. 2015).

Deux types d'écosystèmes terrestres prédominent ici : *terra firme* (terre ferme), qui représente 98% de sa superficie et *varzea* (les zones alluviales) qui représente 2% de sa superficie (Morán 1993). Les écosystèmes aquatiques couvrent un million de km² et fournissent entre 17 et 20% de la décharge fluviale de la planète (Hames & Vickers 1987; Charity et al. 2016). Selon des estimations, la richesse en plantes ligneuses varie entre 16 mille (Levis et al. 2017) et 20 mille (Myers et al. 2000) espèces. Pour les vertébrés, les données sont de 1728 espèces d'oiseaux, 610 de reptiles, 380 de poissons d'eau douce, 1095 d'amphibiens et 595 de mammifères (Mittermeier et al. 2011). Quant aux invertébrés, les estimations de biodiversité sont de 60 mille espèces d'insectes par hectare (Morell & Lanting 1999). L'Amazonie est habitée présentement par 34 millions de personnes en provenance de huit pays (Brésil, Pérou, Colombie, Bolivie, Venezuela, Équateur, Guyane et Surinam) et un territoire d'outre-mer (Guyane française) (Charity et al. 2016). Elle est le foyer de 300 cultures et langages indigènes qui appartiennent à 170 familles linguistiques (Balée 2013).

1.2.1 L'étude des interactions socioécologiques dans l'Amazonie

Les approches interdisciplinaires entre l'écologie et l'anthropologie ont été des plus fructifères pour l'analyse de l'interaction socioécologique entre nature et culture et l'analyse de la résilience des SSE de l'Amazonie. Cependant, ces approches ont été aussi un terrain de mélange de points de vue souvent incompatibles (Guille-Escuret 1989). Un rapide survol historique de ces paradigmes permettra de comprendre la progression de certaines idées utiles pour cette recherche et pour repérer les sources de certaines incompréhensions. L'écologie culturelle de Julian Steward s'intéressait à l'influence de l'environnement sur les noyaux culturels des sociétés et aux similarités que ces influences produisaient. Son approche se focalisait sur la

capacité d'adaptation des cultures aux environnements locaux et a dominé la compréhension des cultures amazoniennes pendant un demi-siècle (Steward 1946, 1955). Ce paradigme analysait les dimensions abiotiques et biotiques des écosystèmes et l'infrastructure (techniques), structure (organisation sociale) et suprastructure (mythes) des sociétés (Sponsel 1986).

Le matérialisme culturel considérait également la culture, de façon fonctionnelle et matérielle, comme un trait évolutif d'adaptation à des environnements et à des géographies spécifiques (Harris 1974). À la différence de l'écologie culturelle, le matérialisme culturel considérait la théorie des préférences marginales raisonnées (analyses coût/bénéfice) comme fondamentale pour la prise de décision socioculturelle individuelle et agrégée (Harris 1979). Spécifiquement pour l'Amazonie, ces deux approches ont réduit l'histoire culturelle millénaire de la région à une histoire d'adaptations écologiques d'un peu plus de cinq siècles (Mora 2001). Basé sur ces approches, un modèle déterministe d'écologie évolutive humaine a été proposé pour expliquer la variabilité culturelle de l'Amazonie, en fonction des limitations en nutriments des sols pour le développement de l'agriculture (Meggers 1954, 1975). Un autre modèle a été proposé, fondé sur l'apport de protéine animale comme alternative aux limitations agricoles (Ross 1978; Chagnon & Hames 1979; Hames & Vickers 1987; Robinson & Redford 1991). Ces approches ont manqué d'une perspective sociopolitique et institutionnelle (Morán 1993).

Avec ces mêmes limitations, la théorie de la quête alimentaire optimale (*foraging theory*) soutenait que les pratiques de subsistance des indigènes amazoniens étaient guidées par leurs préférences maximisatrices à court terme dans les rendements des récoltes de ressources naturelles (Vickers 1988, 1993; Redford 1991; Alvard 1993, 1998; Bennett & Robinson 2001). Dans ces modèles, l'Amazonie était perçue comme un territoire peu peuplé, où régnait la compétition pour les protéines animales ou pour les zones fluviales, selon ces auteurs les seules aptes à l'agriculture (Morán 1993; Mora 2001). Ces idées déterministes dérivent de l'écologie évolutive. Les évidences que l'Amazonie avait soutenu de complexes cultures indigènes, démographiquement importantes, ont été collectées, motivées par une opposition à ces idées (Lathrap 1973). L'écologie anthropologique, centrée sur l'adaptation fonctionnelle des unités

culturelles aux écosystèmes, constituait une critique aux déterminismes des approches précédentes (Rappaport 1967; Odum 1971; Vayda & Mccay 1975). Cependant, elle restait réductionniste, restreinte aux échelles locales et ne considérait pas des facteurs sociaux comme les conflits ou la diversité sociale, économique et politique pour expliquer la structure des unités culturelles (Orlove 1980).

L'écologie humaine est un domaine de l'écologie évolutive (Borgerhoff 2003; Bates & Tucker 2010) qui a « ramassé et filtré » ces idées (Sutton & Anderson 2010). Dans un sens très large, elle s'intéresse à l'humain comme facteur écologique, en utilisant l'approche écosystémique pour comprendre les interactions entre nature et culture (Morán 1990, 1993; Bates & Tucker 2010). Or, l'application des idées adaptatives, fonctionnalistes ou systémiques aux sociétés humaines reste débattue dans les sciences sociales (Blühdorn 2000; Hatt 2013; Olsson et al. 2015). Dans les approches systémiques sociales, l'homéostasie, l'autopoïèse et la communication sont les seules caractéristiques et structures sociales d'importance (Luhmann 1988; von Hayek 1989), au lieu d'êtres humains en chair et en os et d'autres facteurs matériels comme les infrastructures (Blühdorn 2000). Ensemble, l'importance de ces approches déterministes a été de permettre l'émergence de paradigmes pluralistes pour l'analyse de l'interaction entre nature et culture.

Alternativement aux déterminismes, certains auteurs proposent une anthropologie de multiples ontologies et une Anthropologie de la Nature. L'anthropologie de la nature soutient que nature et culture ne sont pas des dimensions séparées de la réalité et ne donnent pas lieu à une dualité qui sépare le sujet, l'observateur humain, de l'objet observé, l'environnement (Descola 1996). L'anthropologie de multiples ontologies rend compte complémentirement d'une continuité entre nature et culture au travers des pratiques de subsistance et de l'action sociale (Viveiros de Castro 1996). Des évidences de cette continuité ont été collectées partout dans le monde dans des sociétés non-occidentales (Ingold 2000a; Descola 2005) et sur le continent américain, spécifiquement en Amazonie (Vallée & Crépeau 1984; Descola 1986; Rival 2004; Davis 2009; Kohn 2013). L'histoire écologique est aussi un paradigme fructifère tant pour l'étude de

l'interaction entre nature et culture et de la résilience des SSE. L'histoire écologique réfléchit sur le comportement des humains dans leur environnement et sur la meilleure façon de le décrire, de le mesurer, de l'interpréter et de l'analyser, ainsi que sur ses effets dans le temps, tant sur les paysages que sur la culture (Roosevelt 1989, 2014; Erickson 2008; Arroyo-Kalin 2010; Balée 2013; Clement et al. 2015; Lewis et al. 2015; Denevan 2016; de Souza et al. 2018).

L'ethnobiologie quant à elle s'intéresse aux systèmes de connaissances (discours, actions, croyances, valeurs, etc.) que les communautés ont développé pour expliquer leur monde naturel (Clement & Clément 1998; Zanotti et al. 2010). Ce domaine d'étude analyse donc les interactions passées et présentes entre nature et culture (Berg 2006; Aswani 2010), en décrivant les connaissances et moyens de vie des peuples qui cohabitent encore avec la nature (Hunn 2007). Ces quatre dernières approches (anthropologie de la nature, anthropologie de multiples ontologies, histoire écologique et ethnobiologie) permettront d'interpréter de façon interdisciplinaire la survivance, c'est-à-dire la persistance temporelle de certaines pratiques, connaissances et institutions communautaires, de certains traits patrimoniaux et de certaines mémoires collectives (Gouldner 1960; Didi-Huberman 2002). Cette interprétation prendra en compte le contexte de changement, de transformation et d'hybridation socioculturelle (Baudrillard 1972; García Canclini 1990; Descola 2005; Davidson 2010; Schulz 2011; Meiser 2015; Olsson et al. 2015) caractéristique des SSE étudiés.

1.2.2 L'étude de la valeur de la biodiversité dans l'Amazonie

Le paradigme dominant de l'attribution de la valeur à la biodiversité, c'est-à-dire de son importance (Funtowicz & Ravetz 1994; Spangenberg & Settele 2016), est celui des services écosystémiques (SE). Ce paradigme a résulté de la convergence entre la théorie écologique de la structure et fonction de la biodiversité dans les écosystèmes (McCauley 2006; Rolston 2007) et la théorie économique des préférences rationnelles pour l'attribution des prix à la biodiversité (Pearce & Turner 1990; Costanza et al. 1997, 2017; de Groot et al. 2002; Common & Stagl 2008; Spangenberg & Settele 2016; Van Riper et al. 2017). Le paradigme des SE développé à

l'échelle globale entre 2001 et 2005 par le *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA), a été un projet principalement écologique, dirigé par le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (MEA 2005). Le programme *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB), promu par le Ministère de l'Environnement allemand et la Commission Européenne pour l'Environnement, a continué le développement de l'étude des SE en approfondissant sa perspective économique (TEEB 2008).

La *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES) a fourni une classification hiérarchique, structurée et scientifiquement consistante des SE (Haines-Young & Potschin 2018). Ce développement paradigmatique cumulatif, mené par des écologistes et des économistes des pays développés a été critiqué par des scientifiques des pays en développement et par des scientifiques sociaux du monde entier (Masood 2018). Comme résultat, une nouvelle approche a été proposée depuis 2012, laquelle a redéfini les SE comme étant des contributions de la nature aux humains (CNH) (Díaz et al. 2018). Cette approche a été adoptée par l'*Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES 2015). Elle considère que la culture est la base pour analyser la valeur de la biodiversité (biophysique, socioculturelle, entre autres) sans ignorer les dimensions écologiques et économiques des SE (Costanza et al. 2017). Cependant, l'IPBES, dans son plus récent rapport sur l'état de la biodiversité et des services écosystémiques dans les Amériques a évalué l'importance de la biodiversité pour la région à 24,3 trillions de USD annuels (IPBES 2018).

Cette approche de l'IPBES est donc contradictoire. D'un côté, elle offre de placer la culture au centre des évaluations sur l'importance de la biodiversité pour l'humanité. De l'autre, elle continue d'utiliser les évaluations économiques dans ses rapports grandement attendus par la communauté scientifique. Les paradigmes des SE et des CNH représentent alors une continuité dans l'attribution d'un système de valeurs fondé sur une séparation dualiste entre l'individu évaluateur (l'humain) et l'objet évalué (la biodiversité). Par conséquent, d'autres valeurs ont été obliérées, à cause de leur incommensurabilité avec ce dualisme. C'est le cas des systèmes de valeurs socioculturelles survivantes de plusieurs peuples indigènes. Or, les réflexions sur

l'application de l'approche des CNH ont généré un concept d'importance pour cette recherche : les valeurs relationnelles (Chan et al. 2018). Selon les auteurs, ces valeurs ne sont pas présentes dans des choses. Elles dérivent plutôt des interactions et des responsabilités qu'on a envers elles, dans ce cas, des relations et des responsabilités envers la biodiversité. Ce concept sera exploré plus en détail dans le sous-titre 2.4.1. Cependant, j'anticipe que les valeurs relationnelles joueront un rôle important dans la structure des systèmes de valeurs socioculturelles de la biodiversité.

Les facteurs proposés pour former la structure des systèmes de valeurs socioculturelles de la biodiversité sont l'agencement humain de la nature pour la subsistance, les connaissances écologiques traditionnelles (CET) et les institutions communautaires. L'agencement humain de la nature pour la subsistance est l'ensemble des actions individuelles ou collectives entreprises par les humains pour améliorer leur sécurité et leur qualité de vie (Brown & Westaway 2011). Les CET sont un ensemble cumulatif de savoirs, de pratiques et de croyances évoluant à travers des processus adaptatifs transmis culturellement sur la relation des êtres vivants (y compris les humains) entre eux et avec leur environnement (Berkes 2012). Les institutions communautaires sont l'ensemble des normes et règles utilisées par un groupe social pour distribuer les bénéfices d'un bien ou service, ainsi que les coûts dégagés de son implémentation (Ostrom 1990). L'analyse de ces trois facteurs qui seront utilisés pour structurer les systèmes de valeurs de la biodiversité impliquent une approche interdisciplinaire (sociologie, ethnobiologie, économie, biologie de la conservation) pour informer d'autres disciplines concernées par l'étude de l'importance de la biodiversité dans l'Amazonie comme l'écologie.

Ces valeurs socioculturelles ont été aussi considérées en tant que patrons d'interaction des Systèmes Socioécologiques (SSE) (Gatzweiler 2014; Kenter et al. 2015; Arias Arévalo et al. 2017). La résilience est une propriété qui réfère à la magnitude de perturbation que les SSE peuvent absorber avant de changer d'un état vers un autre avec des propriétés structurelles et fonctionnelles distinctes et une provision différente de SE (Resilience Alliance 2010). Le paradigme de la résilience a fait bon ménage avec les théories économiques néolibérales (Walker & Cooper 2011). On a prétendu pouvoir expliquer les dimensions sociales de la résilience, sans une théorisation adéquate (Thoren 2011; Walker & Cooper 2011; Hatt 2013;

Fabinyi et al. 2014; Reid 2014). Une importante littérature scientifique sociale a été produite en réponse à cette prétention. Cette littérature affirme le besoin de faire cohabiter l'approche dominante avec celles des autres sciences humaines et naturelles pour enrichir la compréhension des dimensions sociales de la résilience des SSE (Adams et al. 2004; Downes et al. 2013; Maclean et al. 2014; Turner 2014; Olsson et al. 2015). Comme résultat, des approches pluralistes d'évaluation qualitative de la résilience sont maintenant disponibles.

1.3 Vers une valorisation socioculturelle de la biodiversité

La totalité des SSE étudiés et toute la province de *Zamora Chinchipe* fut territoire *Shuar*. Ce qu'il en reste, environ 900 mille hectares (7,5% de l'Amazonie équatorienne) a été légalement reconnu comme leur territoire ancestral. Des évidences archéologiques montrent que les ancêtres des *Shuar* ont commencé l'occupation de ces terres il y a environ 8 200 ans. Ces mêmes évidences ont permis d'inférer que l'interaction socioécologique entre cette date et celle du « contact » en 1 540, c'est-à-dire pendant près de 6 500 ans, a été celle d'une continuité entre nature et culture. Des survivances de cette continuité et de ce contexte socioculturel ont traversé l'époque coloniale et la république jusqu'à la première moitié du siècle passé et certaines de ces survivances se maintiennent même jusqu'à présent. Je considère qu'une approche interdisciplinaire est convenable pour décrire ces survivances dans l'interaction socioécologique présentée antérieurement et pour interpréter la valeur socioculturelle de la biodiversité qui émerge de cette interaction.

Or l'interdisciplinarité n'est pas une pratique scientifique improvisée. Elle est supportée par une ouverture d'esprit et une adéquate formation théorique. Je suis un biologiste de l'environnement formé à l'*Universidad del Azuay* en Équateur et à l'Université du Québec à Montréal. Ma formation a inclus des cours dans les domaines de l'évolution, l'écologie, la biologie moléculaire et la gestion de l'environnement. J'ai approfondi cette formation avec une maîtrise à l'Institut des Sciences de l'Environnement à l'UQAM, où j'ai suivi des cours d'épistémologie des sciences, entre autres. L'épistémologie est un outil fondamental pour développer des

recherches interdisciplinaires en environnement. La mienne rendait compte d'une intégration multidisciplinaire entre l'économie environnementale et la biologie de la conservation. J'ai continué mon parcours interdisciplinaire en Équateur avec une formation en économie écologique à la *Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales*. Finalement, le doctorat en biologie, incluant un cheminement interdisciplinaire en environnement (nom officiel de mon programme), où j'ai développé la présente recherche, a été mon choix logique pour finir ma formation académique.

La pratique de la science monodisciplinaire, multidisciplinaire, interdisciplinaire ou transdisciplinaire devrait être basée sur une adéquate connaissance de l'épistémologie des sciences. Le développement de la connaissance scientifique montre deux grandes tendances épistémologiques. D'abord, l'approche inductive-déductive voit à la science comme une pratique qui consiste à recueillir des faits par l'observation et l'expérimentation, afin d'en tirer par une procédure inférentielle, le positivisme, des explications, des lois et des théories (Chalmers 2013). Cette approche est complétée par le falsificationnisme, lequel considère que se sont plutôt les théories qui guident l'observation et l'expérimentation (Popper 1968). La seconde grande tendance épistémologique, sont les approches qui considèrent que les théories scientifiques sont des structurés. Ces structures scientifiques conforment des paradigmes (Kuhn 1962), ou des programmes de recherche (Lakatos 1965), ou encore des ensembles de connaissances anarchiques et incommensurables (Feyerabend 1975) qui permettent d'accumuler des connaissances sur les différents domaines de la science. J'adopte une approche interdisciplinaire pour explorer la problématique de la valeur socioculturelle de la biodiversité.

Selon sa définition classique jusqu'aux années 70, l'interdisciplinarité était une juxtaposition coordonnée de concepts entre disciplines (Jantsch 1970; Maull 1977; Jollivet & Pavé 1993). C'est comme cela, par exemple, que la biochimie est née au début du siècle passé (Thorén & Persson 2013). Dans les années 80, elle était comprise comme une quête qui s'appuyait de manière critique sur deux ou plusieurs disciplines pour conduire à une intégration de leurs idées (Newell 2013). Au milieu des années 90, on l'a plutôt définie comme un processus structuré,

coordonné et organisé permettant de répondre à une question, de résoudre un problème ou d'aborder un sujet trop large ou complexe pour être traité adéquatement par une seule discipline (Thompson & Newell 1997). Cette dernière définition reflète l'esprit de cette recherche. À travers une structure de trois facteurs socioculturels, l'interaction socioécologique entre nature et culture dans les SSE étudiés sera décrite. Cette description permettra ensuite d'interpréter la valeur socioculturelle de la biodiversité qu'émerge de cette interaction. Une intégration pluraliste des connaissances présentées dans la sous-section 1.2 sera nécessaire.

Le Pluralisme Scientifique est la vision interdisciplinaire (Cartwright 1999; Dupré 2001) qui sera appliquée dans cette recherche. Il se définit comme une connaissance empirique dérivée de plusieurs sciences ou disciplines scientifiques (Dupré 2001), qui ne cherche pas à synthétiser des paradigmes (Dupré 1994; Clarke & Walsh 2009; Mäki 2013). Le principe normatif de ce pluralisme est que la bonne science pratiquée dans une discipline scientifique ne peut pas entrer en conflit avec la bonne science pratiquée dans une autre ou plusieurs autres disciplines scientifiques (Midgley 1984). La pratique de ce pluralisme est basée sur l'interaction et la complémentarité d'une pluralité d'approches scientifiques autonomes où chacune traite et révèle différentes facettes d'un même phénomène, de façon cohérente et sans prétention à produire des réponses universelles (Dupré 1994; Norton 2003; Kellert et al. 2006; Olsson et al. 2015). L'une de ses méthodologies les plus fructifères implique un transfert de problèmes (*problem-feeding*) qui permet de connecter heuristiquement des disciplines ou de diviser le travail sur une problématique donnée (Thorén & Persson 2013). Dans cette recherche, la problématique de la valeur de la biodiversité de l'Amazonie et son association au paradigme de la résilience, sera abordée à travers une approche interdisciplinaire pluraliste et de transfert de problèmes.

En résumé, j'adopte une approche épistémologique structurée pour élaborer un cadre théorique interdisciplinaire, basée en plusieurs paradigmes scientifiques. Ce cadre théorique et une méthodologie qualitative me permettront ensuite de décrire l'interaction socioécologique et d'interpréter l'importance socioculturelle de la biodiversité qui découle de cette interaction. De la méthode inductive-déductive, dans laquelle j'ai été initialement formé comme biologiste, je

ne retendrais qu'un seul aspect. Une « neutralité » méthodologique pour collecter l'information sur le terrain et une « neutralité » descriptive et interprétative au moment d'analyser l'information obtenue. Cette « neutralité » n'est pas nécessairement valorisée dans la théorie de l'interdisciplinarité, des sciences sociales et de la méthodologie qualitative, où les positionnements idéologiques et culturels des chercheurs vont de soi. Ces positionnements sont les bienvenus à condition qu'ils soient convenablement annoncés. Cependant, et en acceptant le risque de commettre une erreur, je considère que je ne suis pas prêt à défendre et argumenter un positionnement axiologique personnel. Il a été plus important pour moi de transmettre adéquatement le point de vue des participants dans ma recherche.

Dans ce contexte, les objectifs de cette recherche sont de valoriser l'importance octroyée à la biodiversité, tant par le peuple *Shuar* que par les colons et d'analyser la résilience de leurs interactions avec la nature. Spécifiquement, je cherchais à : (1) Décrire l'importance de la biodiversité pour les activités de subsistance dans lesquelles s'engagent quotidiennement tant les *Shuar* que les colons; (2) Décrire l'importance des connaissances écologiques traditionnelles sur la biodiversité détenues par les *Shuar* et les colons dans les activités de subsistance et; (3) Décrire l'importance des institutions locales, tant dans la société traditionnelle *Shuar* comme dans la société latino-américaine des colons pour la gestion de la biodiversité. Cette recherche apporte une vision socioculturelle, locale et amazonienne de l'importance de la biodiversité pour être considérée au niveau global dans les discussions de l'IPBES. L'approche interprétative appliquée et les résultats de cette recherche sont spécifiques aux SSE indiqués. Cependant, des « traits », des éléments théoriques ou méthodologiques, peuvent être appliqués ou adaptés à l'étude de l'interaction entre nature et culture dans d'autres contextes socioécologiques non-occidentaux de l'Amazonie ou d'ailleurs.

Ce premier chapitre a introduit la problématique abordée, a justifié l'importance de cette recherche, l'approche interdisciplinaire appliquée, la portée de l'approche et les objectifs de la recherche. Le deuxième chapitre, présente le cadre théorique de l'étude, expose les limitations du paradigme dominant d'évaluation de la biodiversité quand il est appliqué aux sociétés

traditionnelles. J'y argumente que les peuples amazoniens non-occidentaux maintiennent une forte interaction socioculturelle avec la nature et je suggère que l'évaluation de la biodiversité devrait se faire en considérant une pluralité de valeurs (Díaz et al. 2018). Le troisième chapitre présente la méthodologie, les techniques ethnographiques utilisées (entrevues structurées, semi-structurées et groupes focaux) et le traitement de l'information. Ce troisième chapitre présente également les changements historiques qui se sont produits dans l'interaction entre nature et culture dans les deux micro-bassins étudiés. Cela est important car les patrons passés d'utilisation du paysage déterminent la formation des valeurs socioculturelles (Scholte et al. 2015) et la résilience des SSE (Olsson et al. 2015). Le quatrième chapitre présente la description de l'interaction socioécologique dans les deux micro-bassins et j'y interprète l'importance socioculturelle de la biodiversité pour les colons et les *Shuar*. L'importance des survivances socioculturelles chez le peuple *Shuar* y sont soulignées, ainsi que leurs changements (et parfois leur abandon). L'impact de ces survivances et de ces changements dans la résilience des deux SSE étudiés est analysé. D'autre part, la relation socioéconomique que maintiennent les colons avec la nature est également mise en évidence. Finalement, dans le cinquième chapitre, je discute les résultats obtenus. Le pluralisme de valeurs socioculturelles et socioéconomiques présent chez les *Shuar* peut s'exprimer en des stratégies de gestion de la biodiversité et des SSE, au lieu de le faire en argent ou des stratégies de préservation des écosystèmes. Ces stratégies sont une opportunité pour fonder une gestion adaptative de la résilience des SSE peuplés par des peuples indigènes.

CHAPITRE 2

CADRE THÉORIQUE

2.1 Introduction

La valorisation de la biodiversité, c'est-à-dire l'évaluation de son importance, informe les preneurs de décision sur sa protection (Funtowicz & Ravetz 1994; Christie et al. 2012). Cette valorisation donne compte des systèmes de valeurs des individus et des sociétés. En général ces systèmes sont de nature socioéconomique ou socioculturel (Polanyi 1967; Godelier 1984). Le système de valeurs socioéconomique est de nature individualiste, et pour le cas de la biodiversité, résulte de la convergence entre ses valeurs intrinsèques et utilitaires (Norton 2003). Les approches d'évaluation des services écosystémiques (SE) (MEA 2005; TEEB 2008) et des contributions de la nature aux humains (CNH) (Díaz et al. 2018) donnent compte de cette convergence. Ces approches considèrent que les écosystèmes fournissent des bénéfices aux humains qui peuvent être évalués en argent ou préservés des impacts des activités anthropiques dans des aires protégées (Gómez-Baggethun et al. 2010). D'autre part, le système de valeurs socioculturelles est communautaire (IPBES 2015), donne compte des interactions socioculturelles du présent et du passé (Didi-Huberman 2002) et représente une vision locale de la biodiversité liée à son utilisation pour la subsistance (Brondizio et al. 2010).

Cependant, le système de valeurs socioculturelles n'est pas dominant (Infield 2001). Par conséquent, une sous-valorisation des interactions socioécologiques orientées vers la subsistance a lieu (Balée 2013). Cette sous-valorisation pourrait nuire également la capacité de résilience de certains systèmes socioécologiques. La résilience a été définie (sous-titre 1.1) comme la capacité des SSE de se transformer suite à des changements en conservant leur intégrité structurelle et fonctionnelle pour continuer à fournir des bénéfices aux sociétés humaines (Biggs et al. 2015b). Dans ce contexte, l'objectif de ce chapitre est de développer les bases théoriques d'une approche interprétative de valorisation socioculturelle de la biodiversité et d'analyse de la capacité de résilience des SSE où ces valeurs sont imbriquées.

À cette fin, la deuxième sous-section de ce cadre théorique présente les approches utilitaires et intrinsèques de valorisation de la biodiversité. La troisième sous-section critique la convergence socioéconomique des valeurs utilitaires et intrinsèques de la biodiversité dans l'approche de valorisation des SE et des CNH et son application généralisée. La quatrième sous-section développe trois aspects qui permettront de décrire et d'interpréter adéquatement la valeur socioculturelle de la biodiversité. Premièrement, la valorisation doit être basée sur des valeurs qui reflètent l'importance des relations socioécologiques entre nature et culture, c'est-à-dire les valeurs relationnelles de la biodiversité (Chan et al. 2016). Deuxièmement, trois facteurs structurent ces relations socioécologiques : l'agencement de la nature pour la subsistance, les connaissances écologiques traditionnelles et les institutions communautaires. Troisièmement, la considération des changements et des survivances socioécologiques permettra d'associer ce système de valeurs et cette interaction socioculturelle au paradigme de la résilience des systèmes socioécologiques (SSE). Sept critères d'analyse de la capacité de résilience des SSE (diversité, connectivité, rétroactions, pensée systémique, apprentissage, participation et polycentricité) sont proposés (Biggs et al. 2015c). Finalement, dans la cinquième sous-section, l'importance des processus pluralistes de valorisation de la biodiversité et de renforcement de la capacité de résilience des SSE, quand des territoires indigènes ancestraux sont impliqués, est discutée.

2.2 Les valeurs de la biodiversité

2.2.1 La valeur intrinsèque

Leopold (1949) se demandait si la course vers un niveau de vie élevé justifiait la perte d'espèces sylvestres. Une décennie plus tard, Carson (1962) liait ces pertes à la persistance dans la nature des résidus toxiques, lesquels s'accumulaient et causaient des dommages. Une autre décennie plus tard, Naess (1973) fondait le mouvement de l'écologie profonde, motivé également par la pollution des écosystèmes et le déclin populationnel de nombreuses espèces. Un des postulats normatifs de l'écologie profonde reconnaissait le droit pour toutes les espèces de vivre, c'est-à-dire, qu'elle reconnaissait la valeur intrinsèque de la biodiversité. Dans les années 80, un des

postulats normatifs fondateurs de la science de la biologie de la conservation, reconnaissait cette valeur intrinsèque de la diversité biologique (Soulé 1985; Nash 1989). Actuellement, le mouvement « moitié de la terre » (*Half Earth*) propose que la moitié de la planète soit protégée (Wilson 2016). Ce développement d'idées montre comment la perception occidentale sur la valeur intrinsèque de la biodiversité a été construite.

La valeur intrinsèque de la biodiversité se définit comme celle qu'elle a pour elle-même (Callicott 2000). Cette définition oppose la valeur intrinsèque à la valeur instrumentale, soit à une valorisation de la nature comme un moyen pour la réalisation de fins anthropocentriques. La question est ensuite de savoir si la nature possède cette valeur intrinsèque sans la nécessité d'évaluateurs humains, c'est-à-dire si elle existe objectivement dans la nature. Rolston III (2007) répondait affirmativement à cette question en soutenant que même les organismes dépourvus de conscience déploient des stratégies d'adaptation, de survie et de reproduction qui ont de la valeur pour eux-mêmes. En fait, pour Rolston III, la valeur intrinsèque de la nature correspondait à la capacité adaptative des êtres vivants. Cette notion de valeur intrinsèque de la biodiversité est maintenant largement acceptée par les biologistes de la conservation.

La valorisation intrinsèque de la biodiversité implique la connaissance de ses fonctions écologiques (Scholte et al. 2015). Six postulats fonctionnels écologiques soutiennent ces fonctions écologiques : (1) Certains groupes d'espèces sont complémentaires dans leurs patrons d'utilisation des ressources. (2) Une partie de la biodiversité stabilise les processus écosystémiques en réponse aux perturbations et variations des conditions abiotiques. (3) À une plus grande perte de biodiversité correspond un plus grand impact sur les fonctions écologiques. (4) Les communautés les plus diverses sont aussi les plus productives. (5) La perte d'espèces de plusieurs niveaux trophiques a le potentiel de perturber les fonctions écologiques de façon déterminante. (6) Les traits fonctionnels des plantes et des animaux déterminent les fonctions écologiques. Pour une explication détaillée de ces postulats, je renvoie le lecteur à Hooper et al. (2005), Loreau (2010) et Cardinale et al. (2012). Pris ensemble, ces postulats impliquent que,

des éléments biotiques différents structurent les écosystèmes et que chaque structure différenciée détermine le fonctionnement de chaque écosystème.

La position éthique qui découle de l'acceptation de ces postulats fonctionnels de la biodiversité et qui privilégie le bien-être des écosystèmes est l'écocentrisme (Taylor 1981). L'hypothèse de la biophilie, l'affiliation émotionnelle innée des êtres humains à d'autres organismes vivants (Wilson 1995), reste un des grands supports de l'écocentrisme. En assumant cette position éthique, la préservation de la biodiversité a occupé une place significative dans la gestion de la nature en Amazonie. Son application depuis les années 60 jusqu'au présent, a impliqué une gestion de la nature qui a été catégorisée comme une gestion « pour elle-même » et « malgré l'humain » (Mace 2014). Dans ces approches, les principaux indicateurs de succès de la gestion de la biodiversité sont le pourcentage d'aires protégées établies ou le nombre d'espèces menacées dans la liste rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) présentes dans ces aires. Ces approches de valorisation de la nature confèrent une valeur monétairement incommensurable à la biodiversité, ce qui serait une raison suffisante pour la protéger (McCauley 2006). Cependant, ces approches ont été aussi critiquées car elles ignorent que pour certaines cultures la nature puisse être protégée pour l'utiliser et pour les liens qu'elle entretient avec leur histoire, traditions et identité (Chapin 2004).

En réponse à cette critique, les tenants d'une gestion de la biodiversité dirigée à la préserver, ont souscrit une déclaration d'engagement à l'écocentrisme (Washington et al. 2017). Les signataires, entre eux plusieurs scientifiques, défendent toujours une vision du monde écocentrique qui trouve une valeur intrinsèque dans toute la nature et la biosphère. D'autre part, ceux qui soutiennent présentement le mouvement « moitié de la terre », cherchent à déconstruire la dichotomie entre l'importance de la biodiversité pour elle-même et son importance culturelle (Kopnina et al. 2018). Ils soutiennent que la reconnaissance du droit à la préservation des espèces non-humaines (justice écologique) ne s'oppose pas à la reconnaissance des différents droits des humains (justice sociale). C'est-à-dire que la préservation du bien-être écologique ne devrait pas exclure la recherche du bien-être humain (Piccolo et al. 2018). Cette convergence

serait possible grâce à la reconnaissance de l'appartenance des humains à la nature, à la biosphère (Piccolo 2017). Ainsi l'écocentrisme pourra être élargi aux humains.

2.2.2 La valeur instrumentale de la biodiversité

En Amazonie, au cours des dernières décennies et malgré l'application de l'approche de préservation, la structure et la fonction de la biodiversité se sont dégradées (Lewis et al. 2015; Hisano et al. 2018). La cause principale, en plus de la colonisation ou la croissance démographique, en est que les preneurs de décisions des pays amazoniens perçoivent la biodiversité comme une ressource naturelle qui doit être exploitée (CBD Secretariat 2010). La valeur instrumentale octroyée à la biodiversité pour ce fin, implique qu'un objet ou un sujet ont une importance, en dépendant de son potentiel, pour satisfaire le bien-être de quelqu'un d'autre (Attfield 1998). Dans ce cas, la biodiversité est valorisée comme un moyen de réalisation du bien-être humain (Pearce et al. 1989). Dans cette approche, les éléments de la biodiversité (gènes, populations, espèces et écosystèmes) sont perçus comme des biens et des services, gérés comme une forme particulière de capital : le capital naturel, lequel peut être substitué par une autre forme de capital, le capital manufacturé (Stiglitz 1974; Hartwick 1977; Arrow et al. 1996; Pearce & Barbier 2000; Parks & Gowdy 2013; Costanza et al. 2017).

Selon cette perspective, la source des problèmes liés à la crise de la biodiversité se trouverait dans l'impossibilité du marché à prendre en compte les biens et services que le capital naturel apporte aux humains (Pearce et Barbier 2000). Par exemple, une forêt est un réservoir naturel de carbone. Cependant, si les personnes ne reçoivent pas de revenus pour cette fonction, ils vont préférer couper la forêt afin d'en tirer un bénéfice par la vente de bois. Dans cet exemple, cette perte de fonction écologique est perçue comme une externalité (Pearce et Turner 1990). Ce problème a été traité en demandant le prix que les gens seraient prêts à payer (préférences révélées) pour conserver les espèces et leurs fonctions écologiques. Ces prix permettent de construire une fonction de demande compatible avec une mesure monétaire commune et ainsi « d'internaliser » la valeur de la biodiversité (Arrow et al. 1993; Mäler 2011; Parks & Gowdy

2013). Une taxonomie des valeurs des espèces a été créée, laquelle inclut leurs valeurs d'usage (instrumentales) et de non-usage (intrinsèques) dans le calcul de la valeur économique totale de la biodiversité (Turner et al. 2003). Il y aurait dans cette approche une convergence entre les valeurs intrinsèques et les valeurs instrumentales de la biodiversité (Norton 2003), où elles ont été réduites à des consentements-à-payer afin de préserver les espèces (Attfield 1998).

Pendant les années 90, cette approche fut appliquée (Pearce & Turner 1990; Barde 1991; Pearce & Barbier 2000). Les études d'évaluation économique des forêts tropicales cherchaient à justifier leur conservation. Une des premières évaluations, réalisée par Peters et al. (1989), a estimé une valeur économique annuelle nette de 6 820 USD par hectare de forêt tropicale (400 USD par hectare correspondaient aux coûts d'opportunité des produits non-forestiers). Les coûts d'opportunité des produits non-forestiers équivalaient aux bénéfices de la conservation des forêts tropicales et permettaient de justifier économiquement cette conservation. Après cette étude, les calculs des coûts d'opportunité que représentaient les forêts tropicales ont eu tendance à diminuer de 400 USD par hectare par an jusqu'à 50 USD (Godoy & Bawa 1993). Cependant, les principes philosophiques et les supposés économiques qui fondaient ces calculs économiques attachés aux bénéfices apportés par la biodiversité des forêts tropicales aux humains, ont commencé à mettre mal à l'aise à plusieurs économistes environnementaux (Costanza & Daly 1992).

Par conséquent, la société scientifique de l'économie de l'environnement et des ressources naturelles a été scindée vers la fin des années 80. Cette division a donné lieu à une nouvelle branche de l'économie des écosystèmes et de la biodiversité : l'économie écologique (Gómez-Baggethun et al. 2010). Sa définition fondatrice disait qu'elle était la discipline qui traitait des relations entre les écosystèmes et les systèmes économiques au sens le plus large (Costanza 1989). De façon plus détaillée, Martínez-Alier & Roca Jusmet (2001) l'ont définie comme une discipline qui rend compte des flux d'énergie et des cycles de matières dans l'économie humaine et analyse les écarts entre le temps économique et le temps biogéochimique, tout en considérant la coévolution des espèces avec les humains. L'économie écologique donne compte de

l'importance de la biodiversité comme fournisseuse de Services Environnementaux (bénéfices apportés par les écosystèmes naturels et culturels aux humains) et de Services Écosystémiques (bénéfices apportés par les écosystèmes naturels au bien-être humain) (Muradian et al. 2010).

Le *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA 2005) a repris cette vision des services écosystémiques (SE) pour généraliser les interactions entre les écosystèmes et les sociétés comme un processus socioéconomique (Daniel et al. 2012). Ces SE sont de provision (e.g., aliments, eau); de régulation (e.g., climat, maladies) et culturels (e.g., récréation, spiritualité) (Haines-Young & Potschin 2018). L'une des limitations du MEA était l'absence de guide pour évaluer les SE. Peu après sa sortie, Stern (2007) a publié une synthèse sur l'économie du changement climatique qui a été à l'origine d'une étude globale sur la signification économique de la perte de biodiversité : *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB). L'objectif du TEEB était de communiquer la valeur de la nature dans le langage du modèle économique et politique dominant (TEEB 2010). Dans le TEEB, la biodiversité est perçue comme une partie du capital naturel planétaire et ce capital se transfère à travers le flux de SE qu'elle produit. Les schémas de paiement pour services écosystémiques, c'est-à-dire le transfert de ressources entre acteurs sociaux qui vise à créer des incitatifs pour aligner les décisions individuelles ou collectives d'utilisation de la nature pour l'intérêt social (Muradian et al. 2010), sont les outils les plus utilisés pour valoriser les SE. L'approche de gestion qui résulte de ces visions bioéconomiques a été appelée « nature pour les humains » (Mace 2014).

2.3 Critique des approches dominantes de valorisation de la biodiversité

Deux visions de la valeur de la biodiversité ont été présentées. Dans la première, la biodiversité possède une importance écologique intrinsèque qui doit être préservée. Cette préservation a lieu principalement dans des aires protégées. Dans la deuxième, la biodiversité, fournisseuse de services écosystémiques (SE), possède une importance instrumentale pour les humains et de ce fait, elle peut être valorisée économiquement. Cette dernière vision est dominante étant donné qu'elle a réussi à intégrer la valeur intrinsèque de la biodiversité dans son approche des SE. Elle

généralise les interactions entre nature et culture comme étant des processus socioéconomiques. Par conséquent, trois critiques lui ont été faites. Premièrement, les valorisations socioéconomiques ignorent les survivances des anciennes interactions de continuité entre nature et culture propres à certaines populations, comme les indigènes de l'Amazonie.

Deuxièmement, les connaissances écologiques traditionnelles des communautés humaines, spécialement indigènes, et leurs institutions locales lesquelles portent aussi l'importance de la biodiversité sont sous-valorisées. Troisièmement, les survivances socioculturelles des interactions passées de continuité entre biodiversité et culture, ne reflètent pas un cheminement vers un état équilibré et permanent des écosystèmes. Ces survivances donnent compte plutôt d'une cohabitation entre le changement, la transformation et les continuités du passé qui caractérisent les interactions socioécologiques de subsistance dans les SSE de l'Amazonie. Comme résultat, l'analyse des interactions socioécologiques peut se diriger vers l'analyse de sa propre résilience, au lieu de se diriger vers la traditionnelle et inefficace préservation des écosystèmes et de la biodiversité qui se pratique toujours dans l'Amazonie. Par conséquent, les approches actuelles de valorisation (préservation) de la biodiversité peuvent la sous-valoriser comme résultat d'être mal adaptées aux réalités locales et aux traits survivants de l'enracinement socioculturel de certaines relations communautaires avec la biodiversité lesquelles peuvent être ignorés.

2.3.1 Le problème des évaluations qui ignorent l'interaction entre nature et société

Pour certains peuples ruraux de l'Amazonie et d'autres pays en développement, spécialement les peuples indigènes, nature et culture forment encore une continuité (Descola 2005), un espace où se développent des activités humaines (Birch 1990). L'agencement de cet espace (Brown & Westaway 2011; Scholte et al. 2015) où l'industrie et la vision humaine se développent pour assurer la subsistance, inclut l'utilisation de la biodiversité (Revèret & Webster 1997; Seutin et al. 2001). La biodiversité est donc une ressource fondamentale pour soutenir leur bien-être. Dans ce sens, Guha (1989) soulignait qu'il était inacceptable de guider la gestion de la nature par le

besoin de préserver l'intégrité biotique plutôt que de chercher à satisfaire les besoins des humains qui y habitent (Marsh 1864; Bachika & Schulz 2011). Pour eux, la préservation de la biodiversité dans les aires protégées est perçue comme une expression de colonialisme (Birch 1990), opposant les « gens des écosystèmes » aux « gens de la biosphère ».

Les « gens des écosystèmes » (Gadgil 1996) vivent dans les milieux ruraux et ne font pas partie des élites urbaines. Ces dernières sont les « gens de la biosphère » qui ont accès aux marchés globaux de biens et services. Pour les gens des écosystèmes, les concepts de nature, biodiversité, conservation ou résilience sont étrangers (Nazarea 2006; Posey 1999). Pour eux, les aires protégées ne représentent pas des opportunités de retour au primitivisme ou de contemplation de la vie sauvage mais plutôt une perte critique d'espace pour la pratique de leurs activités de subsistance (Guha 1989; Gadgil 1996; Chapin 2004). La valorisation économique de la biodiversité n'est pas non plus une « opportunité » pour eux (Vatn & Bromley 1994). Pour les gens des écosystèmes, l'importance de la biodiversité est matérielle (Frith & Frith 2010) et primordiale pour leur conception de l'univers et leurs pratiques de subsistance. Par conséquent, les valeurs de la biodiversité tendent à être monétairement incommensurables, insubstituables ou intangibles (Chan et al. 2012). Les approches de valorisation marchande n'ont pas de signification pour eux ou sont biaisées (Christie et al. 2012).

En réponse, le paradigme des services écosystémiques a inclus dans sa classification la catégorie des services écosystémiques culturels (MEA 2005). Ils ont été définis comme les apports non-matériels, non-rivaux et non-consommables des écosystèmes qui affectent les états physiques et mentaux des humains (Haines-Young & Potschin 2018). Cependant, cette définition reste problématique parce que la biodiversité fournit en même temps plusieurs « services » matériels et non-matériels (Chan et al. 2012; Satz et al. 2013) aux gens des écosystèmes pour leur subsistance. La Plateforme Intergouvernementale sur la Biodiversité et les Services Écosystémiques (IPBES en anglais), établie en 2012, a donc introduit l'approche des Contributions de la Nature aux Humains (CNH). Cette approche reconnaît le rôle de la culture pour définir 17 bénéfices offerts par la nature (Díaz et al. 2018). Cependant, les approches des

services culturels et des CNH restent peu spécifiques et moyennement aliénées par rapport à la capture de l'importance culturelle et locale de la biodiversité pour les gens des écosystèmes. La connaissance scientifique donne réponses universelles et généralisables aux problématiques. Cependant, certaines problématiques environnementales locales ne s'ajustent pas à cette condition (Dupré 2001; Chan et al. 2007; Feyerabend 2013).

Il faut aussi souligner que ni les bénéfices ni les bénéficiaires des SE et des CNH ne sont bien connus par les évaluateurs, quels qu'ils soient et que les deux approches monétisent la biodiversité. Par conséquent, un accès inéquitable aux SE et CNH peut résulter en une dégradation des écosystèmes et en conflits entre les groupes de bénéficiaires (Adams 2014). De plus, selon Christie et al. (2012), dans les Pays en Développement se posent certains défis à la mise en œuvre des valorisations économiques de la biodiversité, d'ordre méthodologique (e.g. les langues indigènes ne reconnaissent pas nécessairement les représentations ni les enjeux scientifiques), pratique (e.g. méconnaissance des traditions et du savoir-vivre des communautés locales) et politique (e.g. manque d'engagement de la part des communautés pour valoriser, en termes de prix, la biodiversité, car elles ne perçoivent pas la pertinence d'un tel objectif). Un pluralisme épistémologique, qui transcende une compréhension limitée la relation entre économie et écologie, est donc nécessaire pour intégrer ces autres perceptions à l'évaluation de la biodiversité (Daniel et al. 2012; Kenter et al. 2015; Olsson et al. 2015; Van Riper et al. 2017).

2.3.2 Sous-valorisation des connaissances écologiques et des institutions locales

La cognition et la mémoire humaine guident l'interaction humaine avec son environnement (Nazarea 1999a; Toledo & Barrera-Bassols 2008). Elles dérivent de l'engagement matériel avec la nature (Hunn 2014). Les différentes cognitions et mémoires de l'environnement reflètent des variations culturelles plutôt que des différences psychologiques individuelles ou collectives. Pour interpréter adéquatement ces variations culturelles, il faut bien connaître chaque environnement et les faits et problèmes matériels qui l'entourent (Conklin 1954), comme il a été signalé dans l'antérieure sous-section. Donc, les connaissances écologiques traditionnelles

(CET) sont, en elles-mêmes, des valeurs socioculturelles de la biodiversité (Berkes, Colding et Folke 2000). Elles sont des traditions vivantes adaptées à des réalités changeantes qui soutiennent les peuples dans leurs modes de vie différents et distinctifs (Hunn 2007). L'écocentrisme et l'instrumentalisme ignorent ces systèmes de connaissances qui ont une longue histoire de coévolution dans leurs environnements et portent une profonde connaissance du monde naturel (Chapin 2004).

Sous-valoriser les CET implique également de nuire à la résilience. Comme résultat, des options de gestion de la biodiversité et des opportunités pour le renouvellement et la mise en œuvre de nouveautés socioécologiques bien adaptées pour les pratiques productives sont perdues (Berkes, Colding et Folke 2000). Les CET sont des théories implicites de la nature, qui tranchent avec l'ignorance sur la biodiversité locale montrée par la majorité des citoyens urbains (Hunn 2014). En suivant ce raisonnement, les CET peuvent, dans des contextes non-marchands, contribuer à la mise en œuvre de la conservation de la biodiversité. Finalement, cette sous-valorisation des CET ignore que l'univers social dans lequel nous évoluons n'existe pas dans l'absolu et qu'il existe d'autres possibilités, d'autres façons d'interagir avec la planète (Davis 2009). En général, les connaissances scientifiques ne prennent pas en compte adéquatement les CET (Turnhout et al. 2012), qui sont considérées sans spécificité ou réduites à des *story tellings*.

D'autre part, l'institutionnalisme des préférences rationnelles et de l'équilibre stable (North 1991) a ouvert la discussion sur les options institutionnelles d'utilisation et de gestion de la biodiversité (Ostrom 1990). Le néo-institutionnalisme s'intéresse à la gestion des ressources naturelles utilisées en commun (Berkes et al. 1989; Mckean & Ostrom 1995; Gibson et al. 2005), à la résilience des systèmes socioécologiques (Holling et al. 2002; Anderies et al. 2004; Ostrom 2009) et au renforcement des règles d'action collective (Gibson et al. 1996). Ces caractéristiques du néo-institutionnalisme qui dirige la gouvernance de la biodiversité en Amazonie, ignorent que les cultures indigènes possèdent un ordre institutionnel préalable et traditionnel de gestion de la biodiversité (De la Fuente 2014). Cet ordre institutionnel est informel de nature discursive (Schmidt 2008), il résulte de l'expérience acquise au travers de la pratique prolongée d'une

activité (Kahneman 2003) et des priorités et projets politiques des peuples indigènes de l'Amazonie (Gerique et al. 2017). Analyser cet ordre institutionnel informel est pertinent, car il régule les interactions socioculturelles et les règles informelles (celles qui se forment dans le temps à travers l'interaction socioculturelle) d'autorégulation communautaire (Skoog 2005). L'ordre institutionnel est également sensible au changement et représente en lui-même une valeur socioculturelle de la biodiversité (Brondizio et al. 2010). L'ignorer implique de le placer implicitement dans l'illégalité et de sous-valoriser la biodiversité (De la Fuente 2014).

Le changement de l'ordre institutionnel traditionnel informel par l'institutionnalisme moderne formel de nature occidentale, ne se réduit pas à l'accueil de nouveaux éléments culturels (enculturation) et à la perte d'éléments propres (acculturation). Il résulte plutôt d'un processus d'hybridation transculturelle entre l'indigénisme traditionnel, l'hispanisme colonial catholique et le postmodernisme global (García Canclini 1990; Schulz 2011). De cette hybridation émergent des conflits et des transgressions de pouvoir (Meiser 2015) qui résultent en l'expansion de nouveaux traits et la survivance de certains traits traditionnels (García Canclini 1990; Didi-Huberman 2002; Folke 2006; Kenter et al. 2015). Les institutions modernes de gestion de la biodiversité doivent, pour atteindre leurs objectifs, connaître et valoriser ces processus d'hybridation culturelle et de changement qui se développent dans les institutions et les cultures indigènes amazoniennes.

2.3.3 Mauvaise compréhension des interactions socioécologiques

L'adéquate compréhension des interactions entre les humains et la nature est essentielle pour la valoriser (Chan et al. 2007) et pour analyser sa résilience (Biggs et al. 2015c). Quand l'importance de la biodiversité est imbriquée dans les restes de certaines interactions socioculturelles survivantes, sa valorisation socioéconomique basée sur la dichotomie entre ses valeurs intrinsèques écologiques et instrumentales économiques, ne réussit pas à saisir son importance socioculturelle (Chan et al. 2016). En plus, la convergence de ces valeurs dans une stratégie de valorisation socioéconomique ouvre la porte à valoriser uniquement la biodiversité

qui est importante dans les marchés en tant que fournisseuse de SE (Janzen 1997; Chan et al. 2007; Wilson 2016). Par exemple, les abeilles sont importantes pour polliniser certaines espèces de céréales. Quand le prix de ces céréales descend à cause des interactions entre l'offre et la demande, est-ce que la valeur des abeilles descend elle aussi ? Est-ce que quand cette fonction des abeilles est remplacée technologiquement, elles perdent leur valeur, et de ce fait elles peuvent être mises en danger d'extinction ? Ces questions restent ouvertes.

D'autre part, valoriser la biodiversité seulement en fonction de son importance écologique intrinsèque, en l'enfermant dans des aires protégées pour provoquer collatéralement la transformation des AP en des pièges de pauvreté (Barrett et al. 2011; Ferraro et al. 2011) ne semble pas non plus une stratégie appropriée de valorisation. Ces deux formes d'interprétation de l'interaction entre les humains et la nature pour valoriser la biodiversité considèrent que ces deux ontologies sont séparées (Descola 1996; Latour 1997). De ce fait, elles ne parviennent pas à rendre compte que les bénéfices que les écosystèmes fournissent aux humains résultent de processus sociaux complexes et non pas seulement des forces du marché ou de la structure et fonction des écosystèmes (Spangenberg et al. 2014). Ces processus sociaux, ces interactions entre nature et culture, portent en elles-mêmes les valeurs intrinsèques et instrumentales constitutives de la biodiversité. Cela signifie que la valeur de la biodiversité est relationnelle et se trouve dans l'interaction entre nature et culture (Knippenberg et al. 2018).

2.4 Une alternative interdisciplinaire et plurielle d'évaluation de la biodiversité

Trois critiques de la valorisation socioéconomique de la biodiversité basée sur la dichotomie entre ses valeurs intrinsèques et utilitaires ont été ici développées. Premièrement, la valorisation socioéconomique ignore les interactions socioculturelles survivantes des continuités entre nature et culture. Deuxième, les connaissances traditionnelles et les institutions informelles qui guident ces interactions sont également ignorées. Troisième, ces manques empêchent de valoriser adéquatement la biodiversité et d'analyser son importance pour la résilience des systèmes socioécologiques (SSE). Donc, pour valoriser adéquatement la biodiversité dans des

contextes socioécologiques où l'interaction entre nature et culture est de nature socioculturelle, trois aspects doivent être pris en compte : (1) La valorisation doit être basée sur des valeurs qui reflètent l'importance des interactions socioécologiques entre nature et culture. (2) Trois facteurs ont été proposés par plusieurs auteurs et approches théoriques pour mettre en place un système socioculturel de valorisation de la biodiversité : l'agencement de la nature pour la subsistance, les connaissances écologiques traditionnelles (CET) et les institutions locales.

Finalement (3), les changements et les survivances socioécologiques régulent la transformation des valeurs qui les caractérisent et les interactions socioécologiques (Turner 2014; Scholte et al. 2015). La considération de ces changements et survivances permettra d'associer ce système de valeurs et cette interaction socioculturelle au paradigme de la résilience des systèmes socioécologiques (SSE). Cette association est possible, car les valeurs socioculturelles fonctionnent alors comme des patrons d'interaction entre nature et culture dans les SSE (Gatzweiler 2014). L'analyse de la résilience des interactions socioécologiques peut être réalisée en fonction de critères d'analyse de la capacité de résilience des SSE (diversité, connectivité, variables de contrôle, pensée systémique, apprentissage, participation et gouvernance polycentrique) (Biggs et al. 2015c). Cette approche considère que les systèmes socioécologiques se comportent comme des systèmes adaptatifs complexes. C'est-à-dire qu'ils ont la capacité de s'adapter en fonction de l'expérience passée et de l'incertitude inhérente aux changements (Biggs et al. 2015b).

2.4.1 Valeurs relationnelles de la biodiversité

Cette recherche s'intéresse par les interactions entre les humains et la biodiversité et par l'interprétation des valeurs de la biodiversité qu'émergent de cette interaction. Il est donc fondamental de se procurer des outils théoriques adéquats pour saisir l'émergence de ces valeurs. Certains anthropologues se sont intéressés assez récemment par l'évaluation de l'importance des écosystèmes et de la biodiversité à travers les interactions socioculturelles entre les humains et la nature (Munn 1992; Graeber 2001; West 2005). Dans l'écologie, cet

intérêt par la valeur des interactions socioécologiques est encore plus récent et apparemment elle a été « découverte » dans des contextes hautement interdisciplinaires (Chan et al. 2012, 2016). Les valeurs relationnelles, introduites brièvement au sous-titre 1.2.2, ne sont pas présentes dans des choses ou dans des sujets, elles dérivent plutôt des interactions socioécologiques entre les humains et la nature (Muradian & Pascual 2018). Ce concept des valeurs relationnelles appliquées à la biodiversité concorde pleinement avec l'approche de cette recherche.

L'approche des valeurs relationnelles considère que les interactions entre les êtres humains et les êtres non-humains vont au-delà des catégories écologiques ou de la marchandisation économique. Ces deux projets se basent dans la séparation dichotomique entre les humains et la nature (Descola 1986; Latour 1997; Fish et al. 2016) qui caractérise notre science. L'approche de valorisation relationnelle propose trois possibilités pour surmonter cette séparation : prêter davantage d'attention à la diversité de relations humaines avec la biodiversité ; s'appuyer sur ces interactions et pratiques socioécologiques pour valoriser la biodiversité ; éviter l'institution d'un seul projet de valorisation des relations entre les humains et la nature (Turnhout et al. 2013). L'approche relationnelle est également intéressante pour cette recherche, car elle considère que la valeur socioculturelle de la biodiversité est matérielle (Fish et al. 2016) et qu'elle implique une dimension spatiale (locale) et une autre dimension historique pour la valorisation des interactions socioécologiques (Tadaki et al. 2017). Ces interactions socioculturelles, matérielles, locales et historiques s'articulent à travers des pratiques, des connaissances, des cosmovisions et des institutions, entre autres facteurs valides de valorisation de la biodiversité.

Finalement, cette idée de la valeur relationnelle de la biodiversité donnée par les interactions socioécologiques matérielles, implique une autre notion importante pour cette recherche : le bien-être des populations humaines qui interagissent avec la nature ne se réduit pas à la réception de bénéfices intangibles générés par la nature, il dérive plutôt de l'agencement humain de la nature (Spangenberg et al. 2014; Jax et al. 2018). Donc, les populations humaines qui ont développé des interactions historiques de subsistance avec la nature, vont prendre « soin » d'elle

pour maintenir les bénéfices générés par ces « rencontres » (Jax et al. 2018). Cela est différent d’être conservationnistes. Ces interactions de subsistance et de soin de la nature, sont cohérentes avec la notion de « l’*eudaimonia* », le principe philosophique du bien-être (Chan et al. 2016). Dans le monde *Shuar*, par exemple (sous-titre 4.2.4), cette notion correspond au principe du *tarímiat pujustin* (l’établissement de base). Ce principe implique la possession par chaque famille d’un territoire partagé entre une zone plane et une zone haute. Dans la zone plane, elle possède une maison et elle a accès à l’eau, aux poissons et aux cultures. Les zones hautes permettent l’accès à une forêt avec des cascades, à des médicaments, à des animaux et du bois.

2.4.2 Système de valeurs socioculturelles de la biodiversité

Il y a plusieurs approches de valorisation de la biodiversité, toutes légitimes dépendamment du contexte d’application et du système de valeurs (Tadaki et al. 2017). Cette recherche propose une valorisation relationnelle de la biodiversité basée sur la compréhension des interactions socioécologiques entre les sociétés et leurs natures. La considération de ces interactions implique également la considération des changements et des survivances qui ont façonné les SSE. Les survivances sont des pratiques, des connaissances, des institutions, des traits patrimoniaux ou des mémoires collectives qui persistent dans le temps (Gouldner 1960; Didi-Huberman 2002). La cohabitation du changement et des survivances détermine une certaine continuité dans les systèmes de valeurs socioculturels de la biodiversité et de ce fait leur résilience. Le système d’évaluation proposé ci-après s’appuie sur trois facteurs socioculturels, soit : l’agencement humain de la nature pour la subsistance, les connaissances écologiques traditionnelles et les institutions communautaires locales.

2.4.2.1 L’agencement de la nature pour la subsistance

L’analyse de la valeur de la biodiversité ne peut pas faire abstraction de son utilisation, laquelle informe les choix faits par leurs utilisateurs (Nazarea 1999b). Ce premier facteur montre la valeur de l’action des humains pour améliorer leur sécurité et qualité de vie (Kenter et al. 2015;

Brown 2016). Quand l'utilisation de la biodiversité est guidée par une logique socioéconomique, elle est perçue comme des biens de consommation qui font partie de la structure des revenus des foyers (Huetting et al. 1998). La tendance générale de l'interaction socioéconomique suggère que l'augmentation du revenu, l'éducation, les revenus non agricoles, le crédit et les rendements agricoles réduisent le niveau de défrichement des forêts (Godoy et al. 1997). Suivant cette logique, le revenu des familles résulte d'une diversité d'activités liées à l'utilisation et la transformation des écosystèmes qui complètent une autre diversité d'activités marchandes. Cette diversité d'activités permet d'assurer une redondance socioéconomique qui améliore la sécurité et le bien-être des foyers, et de ce fait, la capacité de résilience des SSE (Ellis 1998).

D'autre part, l'objectif de l'agencement de la nature, pour plusieurs familles de différentes cultures indigènes de l'Amazonie, est encore l'utilisation survivante d'un mode de production familial pour assurer leur subsistance (Morán 1993). Ce mode est basé plus sur des échanges socioécologiques avec la nature, que sur des échanges économiques dans les marchés (Toledo & Barrera-Bassols 2008). Ces échanges socioécologiques, pour certaines familles, impliquent encore, à la différence de l'entreprise capitaliste, qu'elles soient en même temps des unités autarciques de consommation et de production (Scott 1977). La recherche de l'autarcie est alors une valeur socioculturelle et matérielle de la biodiversité révélée à travers les pratiques de subsistance (Bachika & Schulz 2011; Scholte et al. 2015). Ce fait introduit une modification au sein de la théorie traditionnelle d'évaluation de la biodiversité, qui considère les valeurs socioculturelles comme déconnectées de la matérialité (Van Riper et al. 2017). La valeur de la biodiversité exprimée à travers la recherche de l'autarcie est enracinée dans les activités productives des unités familiales et dans la mémoire communautaire (Toledo & Barrera-Bassols 2008).

Une deuxième valeur de la biodiversité qui peut émerger des interactions socioculturelles de subsistance, est la préférence du gibier et d'autres formes de biodiversité comme sources d'aliments. Cette préférence permet de consolider les identités culturelles et surtout de renforcer la redistribution de la biodiversité (Polanyi 1967; Morsello et al. 2015). La redistribution de la

biodiversité permettrait de renforcer les liens et les relations sociales des participants avec leurs familles proches et politiques, leurs amis et surtout avec leurs voisins (Quiceno-Mesa et al. 2014). Cela est important car le prestige des partageurs augmente et de là son influence dans les communautés (Morsello et al. 2015). Une troisième valeur qui résulte de l'agencement de la nature pour la subsistance est l'importance des pratiques du passé. Par exemple, la pratique agricole des indigènes a favorisé l'expansion de la diversité des petites exploitations agricoles en leur conférant une robustesse et une résilience qui leur ont permis de s'adapter à l'évolution rapide des climats, des parasites et des maladies (Balée 2013). Ces agroécosystèmes diversifiés, dans lesquels le petit agriculteur produit des céréales, des fruits, des légumes, reproduisent la dynamique écosystémique environnante et peuvent être optimisés par une approche agroécologique et constituer la base de la souveraineté alimentaire de la région (Altieri 2009).

Mais surtout, dans un contexte de subsistance, l'interaction socioécologique intègre la valeur de « la sécurité avant tout ». Cette valeur implique que l'objectif de l'agencement de la nature est de minimiser les dangers qui menacent l'atteinte des objectifs de subsistance (Scott 1977). Par conséquent, de même que dans la logique socioéconomique, la diversification du portefeuille d'activités de subsistance tend également à se diversifier dans la logique socioculturelle pour garantir la résilience de ces activités (Ellis 1998; Brown & Westaway 2011). Finalement, cette logique de subsistance montre que le terme "service écosystémique culturel", qui émerge de la perception scientifique dominante de l'analyse des interactions socioécologiques, implique que quelque chose provenant d'un écosystème a une valeur culturelle. Quand il convient de noter que ce sont plutôt des activités culturelles, l'agencement humain, qui ont coproduit le bénéfice i.e. le service écosystémique (Huntsinger & Oviedo 2014; Spangenberg et al. 2014).

2.4.2.2 Les Connaissances Écologiques Traditionnelles (CET)

Le deuxième facteur, les Connaissances Écologiques Traditionnelles (CET), a été défini par Berkes (2012) comme un ensemble cumulatif de connaissances, de pratiques et de croyances évoluant à travers des processus adaptatifs transmis culturellement, sur la relation des êtres vivants (y compris les humains) entre eux et avec leur environnement. Cette définition est pleinement acceptée dans la littérature spécialisée, car elle permet d'inclure tous les types de connaissances sur l'environnement dérivées de l'expérience des différents peuples de la planète (Houde 2007). Cependant, on utilise aussi les termes de connaissances indigènes ou connaissances écologiques locales (Hunn 1999) pour souligner qu'elles sont détenues par des peuples indigènes (Berkes & Folke 2002) et son caractère très local (Houde 2007). Le mot « traditionnelle » a été parfois évité car il pouvait donner la fausse impression de décrire les cultures indigènes comme statiques et bornées, ce qu'elles ne le sont pas (Leach & Fairhead 2002). Au contraire, les CET sont plutôt holistiques, dynamiques et dirigées par l'intuition et l'innovation (Posey 1999). Ces caractéristiques donnent compte de la sensibilité des CET au changement et sont fondamentales pour maintenir la capacité de résilience des interactions socioécologiques des SSE (Berkes & Folke 2000).

Or, les CET portent quand même des traits socioculturels survivants du passé qui assurent une certaine continuité socioécologique parmi les changements. Ces traits socioculturels survivants sont des mécanismes de rétroaction appropriés qui permettent aux conséquences positives de décisions antérieures de subsistance d'influencer la prochaine série de décisions qui rendent l'adaptation et donc la résilience des SSE possibles (Berkes & Folke 2000). Par exemple, certains savoirs indigènes, comme ceux qui guident la création des terres noires amazoniennes (TNA) liées à la pratique de l'agriculture et à la amélioration de la productivité, sont restées presque intactes pendant de millénaires (Balée 2013). Par conséquent, les sociétés qui ont une longue histoire de dépendance envers la biodiversité environnante pour survivre, ont une probabilité plus large d'avoir accumulé des connaissances historiques de relevance pour maintenir la résilience de leurs SSE (Gadgil et al. 1993). Dans cette optique, les CET ont une

valeur socioculturelle, liée à sa capacité historique et adaptative pour apporter au maintien de la capacité de résilience des SSE (Nazarea 1999b).

Cette valeur socioculturelle des CET implique des savoirs sur les patrons spatiaux et temporeux des écosystèmes, sur la diversité d'espèces qu'ils supportent, sur la séquence des événements, sur les cycles et sur les tendances de renouvellement des ressources (Levi-Strauss 1962; Posey 1985), entre autres. Ces connaissances écologiques s'élaborent lexicalement, se conceptualisent, se manifestent et se transmettent à travers les langages (Hunn 2014). Les langages amazoniens expriment alors des liens socioculturels survivants avec la nature, des faits du passé pertinents dans le présent (Maffi 2005; Houde 2007). Les langages indigènes sont alors des indicateurs et des valeurs de la biodiversité qui émergent des CET. En Amazonie tout particulièrement, les CET survivent et sont transmises aux générations suivantes au travers de plus de 300 langages locaux (Maffi 1999; Balée 2013). L'acquisition des CET à travers le langage se fait de façon informelle. Par exemple, les enfants apprennent d'abord et en général les noms des plantes cultivées consommées à la maison. Ensuite, ils demandent les noms des plantes sylvestres ou, dans la plupart des cas, les entendent dans les conversations des adultes (Zarger & Stepp 2004). Il a été estimé qu'autour de 5% du vocabulaire des langages indigènes est dédié à exprimer ces CET et qu'elles sont apprises avant 12 ans sans bénéfice d'instruction formelle (Hunn 2014).

Une autre valeur socioculturelle de la biodiversité qui survit à travers la CET et les langages amazoniens, se livre dans les taxonomies traditionnelles (Berlin 1973). Les taxonomies traditionnelles sont des notions socioculturelles et intuitives d'ordre (Berlin 1973), de prééminence perceptuelle (Berlin et al. 1981). Dans l'ensemble, ces notions déterminent la sélection des traits significatifs des « taxons » les plus importants (Levi-Strauss 1962; Bulmer 1967). Le patron d'acquisition et d'apprentissage des CET et des langues qui les portent, semble être interculturel et universel, de même que les principes de classification des taxonomies traditionnelles. Par exemple, le nombre 500 semble d'être la tendance centrale de la quantité de plantes et animaux connus par les individus qui conforment les communautés traditionnelles (Hunn 2002). Également, les taxonomies traditionnelles organisent les êtres non-humains selon

un principe de similarité (e.g. le jaguar et le chien qui mangent tous les deux de la viande sont *yawa* pour les *Shuar*) ou selon un principe de métonymie ou d'association entre humains et non-humains (e.g. *week Shuari*, fourmis ouvrières en *Shuar*), entre autres (Descola 1996). Dans le contexte des taxonomies traditionnelles des peuples indigènes de l'Amazonie, les déterminismes biologiques ou utilitaires ne dominent plus la scène.

Les CET guident l'agencement local du territoire et forment ensemble une praxis environnementale (Descola 1986). Les représentations cosmologiques ou cosmovisions dirigent ces praxis environnementales et sont aussi des valeurs socioculturelles de la biodiversité qui portent le message de la nature dévoilé aux membres d'une culture (Cassirer 1972; Davidson 2010). Elles sont des cadres cognitifs qui guident l'interprétation et la compréhension du monde. Selon le perspectivisme, par exemple, les humains ont la faculté de prendre la forme de certains animaux et certains animaux une forme humaine (Viveiros de Castro 2004). En Amazonie, les cosmovisions des cultures indigènes représentent des connexions et des continuités établies entre le monde matériel humain et le monde immatériel des esprits des plantes et des animaux (Vallée & Crépeau 1984; Thomas 2011). Elles affectent, ou même déterminent, la distribution des biotes locaux (Balée 2013). Les représentations cosmologiques ont été étudiées par l'anthropologie (Levi-Strauss 1962; Bauckham 2011; Thomas 2011) ou la philosophie (Cassirer 1972; Agamben 2005), entre autres.

2.4.2.3 Institutions locales pour l'utilisation de la biodiversité

Les institutions sont l'ensemble de règles utilisées par un groupe social pour déterminer la structure politique, économique et sociale des interactions et des actions humaines (North 1991; Skoog 2005). Les institutions accomplissent la fonction de faciliter la prise de décision et de guider le comportement des individus (Skoog 2005). Certaines institutions (e.g. constitutions, lois) sont formelles, de mouvement rapide (Roland 2004) et changent rapidement en ajustant ses règles de fonctionnement (Gibson et al. 2005). Certaines autres institutions sont informelles, de nature discursive (Schmidt 2008), de mouvement lent (e.g. valeurs, routines, coutumes) et

changent lentement (Roland 2004). Elles évoluent spontanément et sans intention à travers l'interaction socioculturelle, elles codifient l'accumulation des connaissances et elles réduisent l'incertitude sociale en rendant un peu plus prévisibles les actions des individus dans les SSE (Skoog 2005). Dans l'ensemble, beaucoup d'institutions locales, informelles et traditionnelles survivent l'imposition d'institutions formelles de gouvernance globale (De la Fuente 2014). Sans avoir comme but la conservation ou la résilience des écosystèmes, elles portent des réponses adaptatives aux perturbations qui ont évolué dans les temps (Berkes & Turner 2006).

L'agencement de la nature et les CET sont en elles-mêmes des institutions informelles et traditionnelles liées à l'utilisation et à la gestion traditionnelle de la biodiversité (Berkes & Folke 2000; Schmidt 2008). Également, la réciprocité envers la nature est une institution survivante d'échange matériel de valeurs (Bellamy-Foster 2000; Anderies et al. 2004; Janssen et al. 2007) entre les humains et la nature. Selon Gouldner (1960) les normes de réciprocité sont : (1) les individus aident ceux qui les ont aidés auparavant et (2) au moins ils ne doivent pas leur causer préjudice ou leur faire du mal. Autrement dit, la réception d'un bien ou d'un service crée pour le récipiendaire une obligation de rendre un bien ou un service d'une valeur comparable (Scott 1977). Les *Achuar*, par exemple, tolèrent encore que les animaux sauvages se nourrissent de leurs cultures. En échange, ils peuvent les chasser. Ceci est lié au fait que les *Achuar* croient que ces animaux possèdent âmes et esprits et que leurs ancêtres ont maintenu des relations de réciprocité avec eux (Descola 1986).

La propriété est une autre valeur socioculturelle liée à la biodiversité qui résulte des institutions locales (Schlager et Ostrom 1992). La propriété communautaire se définit comme la distribution de droits de propriété entre des individus qui sont considérés égaux dans leurs droits d'accès et d'utilisation d'un territoire et ses ressources (Ciriacy-Wantrup et Bishop 1975). Le respect des ordres locaux et traditionnels de propriété communautaire, par les institutions de gouvernance régionale ou globale de la biodiversité, joue un rôle fondamental pour viabiliser et optimiser leur gestion (De la Fuente 2014). Le remplacement (au lieu de l'interaction en pluralité) des institutions locales par des institutions de gouvernance globale (Roland 2004), peut résulter en

l'implantation de pratiques non-durables d'utilisation de la biodiversité (Berkes et Folke 2002). Par exemple, chaque famille *Shuar* en Équateur décide, indépendamment des prescriptions de l'état, quelles zones de leurs territoires peuvent être exploitées, transformées en pâturages ou en cultures, ou encore dédiées volontairement à la conservation communautaire (De la Fuente 2014). Cependant, l'imposition de deux aires protégées par le Ministère de l'Environnement de l'Équateur et d'autres ONG en territoire *Shuar* en 2002 et 2010 et de plusieurs concessions minières depuis 2006, ont résulté en graves conflits dus à la perte de territoire *Shuar* et à l'atteinte à l'accès aux ressources naturelles pour la subsistance (Gerique et al. 2017).

Ainsi, la richesse des institutions locales n'est pas prise en compte (Altieri 1999a). Cette structure de domination et contrôle a imposé l'acceptation d'objectifs de préservation ou de marchandisation de la nature (Posey 1999). Une autre valeur de la biodiversité en Amazonie, évaluée à travers la survivance transculturelle des institutions locales, est la recherche de justice sociale et environnementale (Bottrell 2009; MacKinnon & Driscoll 2013). Elle se manifeste symboliquement comme une résistance dirigée à empêcher l'accomplissement de ces objectifs de préservation ou de marchandisation de la biodiversité (Hodgson et al. 2015). La résistance comme une recherche de justice environnementale peut prendre la forme d'un refus aux saisies de plantes et d'animaux et aux expropriations de territoires (Hunn 1999; Agrawal & Angelsen 2009), lesquels seront ensuite exploités ou préservés et où les activités de subsistance seront interdites. La recherche de justice sociale est donc aussi un facteur de résilience sociale (Bottrell 2009; Robards et al. 2011; Reid 2014).

2.4.3 Les systèmes socioécologiques (SSE)

Les SSE sont des systèmes complexes d'interactions entre des éléments écosystémiques et culturels (Resilience Alliance 2010). La dynamique d'un SSE est celle d'un cycle de quatre phases : croissance (r), conservation (K), collapse (Ω) et renouvellement (α) (Carpenter et al. 2001; Walker et al. 2004). Cette dynamique de fonctionnement d'un SSE correspond à celle d'un système adaptatif complexe, c'est-à-dire à une dynamique qui confère aux systèmes la

capacité de s'organiser et de s'adapter en fonction de leur expérience passée (Biggs et al. 2015b). Il est donc possible d'incorporer dans l'approche des SSE l'importance attribuée à la biodiversité par les peuples de l'Amazonie pour viabiliser sa gestion. Cette gestion ouvre la porte à valoriser leurs histoires, à revitaliser leurs langues et cultures et à renouveler leurs agencements et identités collectives (Kirmayer et al. 2011). Ceci est fondamental lorsqu'il s'agit d'envisager les changements progressifs que les forces socioéconomiques induisent dans les dynamiques de fonctionnement de leurs SSE.

La résilience est la capacité des SSE de se transformer suite à des changements en conservant leur intégrité structurelle et fonctionnelle pour continuer à fournir des bénéfices aux sociétés humaines (Biggs et al. 2015c). Cette approche de la résilience des SSE est aussi pertinente pour cette recherche, car elle considère que l'appropriation culturelle des services écosystémiques est un facteur intégrateur des dimensions socioécologiques des SSE. Elle considère donc que les SE ne résultent pas seulement des processus écosystémiques naturels, mais plutôt de l'interaction entre la fonctionnalité des écosystèmes et l'agencement humain de la nature (Huntsinger & Oviedo 2014; Spangenberg et al. 2014). Dans ce sens, cette approche est sensible à l'évolution des écosystèmes et aux changements des valeurs et des préférences socioculturelles des sociétés humaines (Biggs et al. 2012). Ces changements sont courants dans les sociétés modernes et traditionnelles de l'Amazonie et ils impliquent la considération de dilemmes et de conflits collectifs. Ces dilemmes et conflits émergent des processus d'allocation, d'accès et d'utilisation des SE lesquels bénéficient à différents groupes de personnes. Ces processus sont chargés d'asymétries, de dynamiques de pouvoir complexes et de luttes politiques (Robards et al. 2011). Par exemple, la préservation de la biodiversité à travers l'établissement d'aires protégées (AP) ou la promotion de processus d'exploitation intensive de ressources naturelles reflètent la prévalence d'une certaine vision de l'interaction entre nature et culture (Schoon et al. 2015a).

La capacité de résilience d'un SSE peut être analysée quantitativement ou qualitativement. L'évaluation quantitative implique la réduction de cette propriété à des chiffres. Plusieurs

approches quantitatives sont disponibles en fonction d'indicateurs (Sharifi 2016). L'évaluation qualitative, par contre, est fondée sur des études de cas historiques et descriptifs (Quinlan et al. 2016). L'approche d'évaluation qualitative qui compte le plus vaste corpus de recherche est celui fourni par l'Alliance pour la Résilience (Resilience Alliance 2010). En prenant comme base cette approche de l'alliance pour la résilience, qui reflète un consensus théorique et méthodologique sur l'évaluation de la résilience, d'autres ont été adaptées à des types spécifiques de SSE (Quinlan et al. 2016). Dans le contexte amazonien, O'Connell et al. (2015) ont proposé une procédure d'évaluation de la résilience, de l'adaptation et de la transformation des agroécosystèmes (*Resilience, adaptation, transformation assessment procedure* RATA). Cependant, l'approche de l'alliance pour la résilience et le RATA n'analysent pas spécifiquement la résilience des SSE en fonction de sa capacité de fournir durablement des bénéfices, des services ou des contributions écosystémiques aux sociétés humaines.

L'analyse qualitative de la résilience de Biggs et al. (2015b) comble ce vide et accorde en plus une attention aux aspects sociaux d'allocation, d'accès et d'utilisation des SE. Cette approche semble donc adéquate pour cette recherche. Selon ces auteurs, sept principes permettent d'analyser la capacité des SSE à produire des ensembles viables de SE dans des contextes de changement et de perturbation. Le premier principe est le maintien de la diversité et de la redondance (P1). Ce principe fait valoir que la combinaison entre la diversité de réponses (différentes réponses que différents éléments d'un SSE peuvent donner à une même perturbation) et la redondance fonctionnelle (nombre d'éléments d'un SSE qui performant une fonction similaire) sont importantes pour maintenir les flux de SE (Kotschy et al. 2015). Par exemple, un fleuve riche en espèces de poissons et qui maintient des abondances relatives importantes pour chaque espèce, fournit diversité et redondance en favorisant la durabilité écosystémique du fleuve et socioculturelle de la pêche. Le deuxième principe est la gestion de la connectivité (P2). La connectivité fait référence à la structure (composants d'un système) et à la force (intensité des connexions entre composants) des interactions socioécologiques. La connectivité peut faciliter ou entraver la propagation des perturbations en fonction de l'architecture des écosystèmes (Dakos et al. 2015). Par exemple, dans des systèmes fortement

connectés et sans compartimentation, comme les monocultures, les perturbations, comme les ravageurs ou les pestes, peuvent se propager rapidement. Également, dans des réseaux sociaux fortement connectés, certaines normes sociales traditionnelles peuvent nuire à l'innovation (Crona & Bodin 2006; Bodin & Crona 2009). L'inverse est possible dans des systèmes hétérogènes.

Le troisième principe est la gestion des variables de contrôle et des rétroactions (P3). Les variables de contrôle ou « lentes » changent graduellement et sont celles qui déterminent la structure des SSE (e.g. régime des précipitations). Complémentairement, la dynamique des SSE résulte des interactions des variables « rapides » (e.g. productivité des cultures) lesquelles sont plus transitoires et peuvent changer dans des délais de temps très courts (Biggs et al. 2015a). Un petit ensemble de variables interagissent pour déterminer la configuration des SSE et des ensembles de SE qu'ils fournissent (Holling 2001; Scheffer et al. 2009). Les rétroactions se produisent lorsqu'une variable particulière ou un processus socioécologique fait une boucle pour affecter la variable ou processus d'origine. Par exemple, l'introduction de pâturages par le brûlage de la forêt entraîne la suppression de certaines espèces natives. L'augmentation du brûlage (rétroaction positive) renforce la perte d'espèces natives, la réduction du brûlage a l'effet inverse (rétroaction négative). Or, les variables de contrôle et les rétroactions fonctionnent entre certaines bornes historiques qui tendent à maintenir le système dans une « inertie » dépendante de la configuration passé du SSE (hystérèse). Cependant, quand ces bornes sont dépassées, le système peut changer vers une nouvelle configuration (Hirota et al. 2011). Par exemple, une augmentation abrupte des décharges d'eau riche en engrais naturels provenant de terrains agricoles, peut changer la configuration trophique d'un lac (en provoquant son eutrophisation) et par conséquent changer les SE qu'il fournissait.

Le quatrième principe d'analyse de la résilience est la pensée adaptative (P4). L'interaction entre la diversité de réponses, la redondance, la structure, la connectivité, les variables de contrôle et les rétroactions font que les SSE soient complexes, incertains et imprévisibles. Dans ce contexte, il est fondamental de comprendre également les cadres cognitifs des acteurs d'un SSE. Ces

cadres cognitifs sont des constructions culturelles, « des habitudes mentales », qui fonctionnent comme des cartes pour interpréter et comprendre le monde (Bohensky et al. 2015). La compréhension des cadres cognitifs ou cosmovisions est pertinente pour cette recherche car ils déterminent la dimension mentale des interactions entre nature et culture. Elle favorisera également l'adoption d'une pensée adaptative pour la gestion des SSE. Des aspects de cette pensée, des symbolismes, se trouvent déjà imbriqués dans certaines pratiques de subsistance de l'Amazonie, comme l'agroécologie (Altieri 2009). Par contre, une gestion réductionniste, fondée sur des interventions aliénées des cosmovisions locales, peut résulter en la « pathologie de la gestion des ressources naturelles » (Holling & Meffe 1996). L'établissement d'aires protégées sans considérer les priorités de subsistance des acteurs locaux en est un exemple.

Le cinquième principe est l'encouragement de l'apprentissage (P5). L'apprentissage, ou la construction de connaissances, est un processus participatif et pluriel qui résulte de l'interaction intergénérationnelle des sociétés avec leurs environnements (Cundill et al. 2015). L'apprentissage peut être favorisé par des processus de suivi communautaires de l'état des ressources utilisées. Le rôle des acteurs locaux à travers la collaboration et la production de connaissances dans ces processus de suivi est donc fondamental pour la construction de connaissances. La robustesse des réseaux sociaux est d'une grande importance pour la construction et la diffusion des connaissances. D'autre part, ce principe me permettra d'inférer également que les connaissances traditionnelles requièrent rénovation à travers l'internalisation de nouvelles pratiques ou l'adaptation d'autres cosmovisions et valeurs. Par exemple, l'adaptation de valeurs par l'apprentissage peut résulter en l'acceptation de l'établissement d'une aire protégée quand les acteurs comprennent que leur biodiversité environnante est sous pression. Cependant, les asymétries de pouvoir ou la désinformation peuvent prioriser l'apprentissage de connaissances non-durables.

Le sixième principe est l'élargissement de la participation (P6), c'est-à-dire l'engagement actif des acteurs pertinents pour la mise-en-œuvre des processus de gouvernance et de gestion des SSE (Leitch et al. 2015). La participation est importante pour établir la confiance et les relations

entre acteurs, et pour faciliter l'apprentissage et l'action collective nécessaires pour réagir au changement et aux perturbations (Schlüter et al. 2015). La participation est aussi importante pour promouvoir la compréhension du système à travers l'accumulation de connaissances socioécologiques (Huntsinger & Oviedo 2014). Finalement, la participation est importante parce qu'elle permet de renforcer le lien entre le partage d'information et la prise de décision (Leitch et al. 2015). La participation est spécialement pertinente pour l'établissement de processus de suivi communautaires de l'état de la biodiversité et de sa résilience. Les processus de suivi scientifiques sont coûteux et peuvent être perçus comme non-pertinents par les communautés locales, car ils ne considèrent pas nécessairement les priorités d'utilisation locales. Par contre les suivis communautaires, sont liés à la fourniture de biens et services écosystémiques pertinents pour les communautés et il sont moins chers (Danielsen et al. 2005).

Finalement, le septième principe proposé par Biggs et al (2015c) est la promotion de systèmes de gouvernance polycentriques (P7). La gouvernance est l'exercice de la délibération et de la prise de décisions pour ordonner les relations des groupes humains et elle est polycentrique quand plusieurs autorités interagissent à différents niveaux des processus d'élaboration de politiques (Schoon et al. 2015b). La promotion d'une gouvernance polycentrique est importante pour cette recherche, car généralement une cohabitation ou au moins une interaction entre les institutions nationales formelles et les institutions locales traditionnelles (et souvent informelles) devrait se produire. Cependant, ce n'est pas toujours le cas. Par exemple, les autorités des ministères de l'environnement des pays amazoniens pourraient consulter et négocier avec les autorités communautaires l'acceptation de l'établissement d'aires protégées dans leurs territoires reconnus. Malheureusement cette cohabitation et consultation, en général, ne se produisent pas. Par conséquent, la coordination entre les unités de gouvernance, les négociations entre les acteurs pertinents et la construction de connaissances et de la confiance nécessaires pour maintenir la résilience des SSE, ne se forment pas.

En résumé, l'approche d'analyse qualitative de la résilience proposée par Biggs et al (2015c) est flexible et peut être adaptée aux différents contextes socioécologiques de la région amazonienne.

L'approche semble également adéquate pour cette recherche, car elle considère que le fonctionnement des SSE et des services qu'ils fournissent ne peuvent pas se comprendre sans considérer les interactions et les valeurs relationnelles que les humains ont développées avec la nature et la biodiversité. Les principes présentés dérivent d'une révision intensive de la littérature produite sur la résilience dans les dernières trois décennies faite par Biggs et al. (2015c). Les trois premiers principes (diversité, connectivité et variables de contrôle) se concentrent sur les caractéristiques biophysiques des SSE. Les quatre derniers (pensée adaptative, apprentissage, participation et gouvernance) se concentrent sur sa gestion. Il faut souligner qu'aucun des principes n'est complètement établi ou compris, cependant ils sont tous importants pour analyser la résilience des SSE.

2.5 Discussion

La valorisation socioéconomique de la biodiversité la représente comme des services écosystémiques qui peuvent être monétisés et échangés sur les marchés. Dans cette approche, croissance économique et conservation vont contradictoirement ensemble (Turnhout et al. 2013). Cette représentation considère les valeurs intrinsèques écologiques et instrumentales économiques de la biodiversité, les connaissances scientifiques qu'on a de cet « objet » et une gouvernance basée sur l'approche de l'ordre et le contrôle, de l'anglais command and control (Barde 1991), exercés par des institutions formelles. De manière alternative et complémentaire, je propose une approche de valorisation socioculturelle. Cette approche est basée sur la considération des interactions socioécologiques traditionnelles de subsistance, lesquelles permettraient d'interpréter la valeur de la biodiversité dans certaines communautés indigènes de l'Amazonie où ces interactions traditionnelles cohabitent avec des changements et des nouveautés culturelles apportés par l'Occident. Pour capturer ces survivances et ces changements, trois facteurs socioculturels ont été proposés pour expliquer les interactions socioécologiques : l'agencement du territoire, les connaissances et les institutions locales.

L'agencement du territoire, les connaissances et les institutions locales permettent de saisir l'importance matérielle et collective de la biodiversité. L'importance matérielle de l'agencement de la nature pour la subsistance est complétée par la nature immatérielle des connaissances écologiques traditionnelles. Dans l'ensemble, l'agencement de la nature pour la subsistance et les connaissances écologiques traditionnelles forment une praxis environnementale (Descola 1986). Les institutions traditionnelles locales, en interaction avec les institutions modernes de gestion de la biodiversité, régulent les praxis (Gibson et al. 1996; Schmidt 2008). Comprendre et intégrer la valeur relationnelle de cette interaction est en fait plus important que d'octroyer des valeurs monétaires précises à la biodiversité (Roland 2004; Brondizio et al. 2010). Quand cette marchandisation a lieu, la biodiversité a été chosifiée (Bellamy-Foster 2000; Graeber 2001), réduite à une externalité et sa valeur existe seulement suite à son transfert vers les marchés (Martínez-Alier & Roca Jusmet 2001).

Les facteurs socioculturels analysés contribuent également à l'analyse de la résilience des SSE en fonction de sept principes proposés par Biggs et al. (2015b). L'analyse de la résilience pourrait permettre de comprendre, entre autres, pourquoi selon RAISG *et al.* (2017) seulement 17% de la déforestation totale de l'Amazonie entre 2000 et 2015 s'est produite à l'intérieur des territoires indigènes. Par exemple, en Amazonie équatorienne, 5,5 fois plus de conversion des forêts naturelles en pâturages et deux fois plus en cultures agricoles intensives ont été reportées chez les colons par rapport aux peuples indigènes amazoniens *Huaorani*, *Kichwa*, *Cofan*, *Secoya* et *Shuar* (Lu et al. 2010). Par conséquent, ne pas considérer les interactions socioculturelles dans la gestion des SSE peut résulter en un contexte peu résilient. Certains peuples ont endommagé la résilience de leurs SSE comme résultat de l'établissement de productions agricoles (Adger 2000; Lu 2005; Murray Li 2014). Ces initiatives ont été librement adoptées. Cependant, elles ont conduit à l'émergence de relations capitalistes où les systèmes de valeurs socioculturelles survivantes ont été complètement abandonnés et remplacés par les règles de la compétition et de l'accumulation individuelle. Ce fait peut résulter, selon Polanyi (1967), des différences entre les systèmes de valeurs moderne et traditionnel. Dans le premier, les valeurs socioéconomiques séparent la nature de la culture, alors que dans le deuxième la subsistance est

encore étroitement imbriquée dans le tissu socioculturel de certains peuples indigènes de l'Amazonie. Quand un changement de système de valeurs a lieu, des désajustements socioécologiques se produisent.

En conclusion, ne pas tenir compte ou négliger les facteurs socioculturels proposés (agencement du territoire, connaissances et institutions locales), peut causer des désajustements socioécologiques. Par exemple, en Amazonie, entre 1980 et 2010, la conversion des forêts en superficies agricoles et d'élevages a causé une accélération des taux de déforestation (Armenteras et al. 2017). L'extraction de bois et les concessions pour l'exploitation de ressources non-renouvelables sont également des facteurs qui ont contribué à cette accélération (Geist & Lambin 2002). La cohabitation entre utilisation durable de la biodiversité dans des territoires indigènes et sa préservation dans des aires protégées semble une meilleure option pour maintenir la résilience des SSE (Gardner et al. 2009). En Amazonie, dans les zones où cette mixture se produit, les taux de déforestation sont plus bas que dans les aires protégées isolées et que dans les territoires indigènes isolés (Lu 2010; Soares-Filho et al. 2010; Nolte et al. 2013; Holland et al. 2014). Il est donc nécessaire de considérer les interactions socioculturelles survivantes pour valoriser la biodiversité et analyser la résilience des SSE où ces interactions se produisent.

CHAPITRE 3

CADRE MÉTHODOLOGIQUE ET SYSTÈMES SOCIOÉCOLOGIQUES ÉTUDIÉS

Après avoir soulevé, dans les deux premiers chapitres, la problématique et l'approche théorique de valorisation socioculturelle de la biodiversité à travers l'analyse des interactions socioécologiques pour la subsistance, ce troisième chapitre présente le cadre méthodologique de valorisation utilisé et les deux systèmes socioécologiques étudiés du sud de l'Amazonie équatorienne. Le chapitre est donc divisé en deux sous-sections. D'abord, je développe le cadre méthodologique interdisciplinaire et qualitatif qui a guidé la prise de données sur le terrain et l'analyse de l'information collectée. Ensuite, je présente les principales caractéristiques biotiques, abiotiques et socioculturelles des deux SSE étudiés et une brève histoire des interactions socioécologiques entre nature et culture dans ces SSE.

3.1 Cadre Méthodologique

Cette étude interdisciplinaire de valorisation de la biodiversité considère que la valeur économique des services écosystémiques et la valeur écologique intrinsèque des espèces et des écosystèmes, ne sont pas des indicateurs universels de leur importance. Pour valoriser la biodiversité dans ce contexte, une approche méthodologique interdisciplinaire et un ensemble de méthodes qualitatives seront utilisés. Cette sous-section décrit l'approche méthodologique adoptée, ensuite les méthodes qualitatives utilisées, la stratégie de collecte d'information sur le terrain, la démarche de traitement et d'analyse de l'information et les limitations de ce cadre méthodologique.

3.1.1 Approche

L'approche de valorisation est complexe et son abordage implique une ouverture interculturelle et interdisciplinaire. Deux représentations culturelles de l'importance de la biodiversité sont

étudiées, celle des colons équatoriens et celle des indigènes *Shuar*. C'est également une problématique interdisciplinaire, celle d'un problème écologique impliquant des dimensions sociales et celle d'un problème social impliquant des dimensions écologiques (Jollivet & Pavé 1993). La valorisation socioculturelle de la biodiversité à travers les interactions socioécologiques implique donc l'abordage d'un bricolage interculturel et interdisciplinaire, un ensemble de composants d'une même réalité complexe (Denzin & Lincoln 2011). Pour aborder l'importance socioculturelle de la biodiversité, je commence par décrire les trois facteurs socioculturels qui la déterminent. L'agencement de la nature révèle l'importance, positive ou négative, de la biodiversité pour les pratiques de subsistance. Les connaissances écologiques traditionnelles (CET) guident l'agencement de la nature, et de ce fait, sa description fait émerger aussi la valeur de la biodiversité, de même que les institutions communautaires, dont la valeur pour la biodiversité est celle de fonctionner comme des patrons communautaires d'interaction socioécologique.

Ces descriptions des trois facteurs socioculturels ont été faites à travers l'application de méthodes qualitatives de recherche. Les recherches qualitatives visent à comprendre les visions du monde des personnes et la façon dont elles se comportent et agissent, c'est-à-dire qu'elles rendent compte de la construction sociale de la réalité (CRSH et al. 2014). Elles mettent l'accent sur les qualités des processus et des significations qui ne sont pas examinés ou mesurés en termes de quantité, d'intensité ou de fréquence (Denzin & Lincoln 2011). Dans cette recherche, la qualité décrite a été celle de l'importance socioculturelle de la biodiversité. Après la description de l'interaction socioécologique dans les SSE étudiés, la valeur socioculturelle de la biodiversité a été interprétée à travers des faits d'importance pour la biodiversité qui ont émergé de l'interaction socioécologique décrite. L'approche interprétative est la pratique de « donner un sens » aux constatations du chercheur. Cette pratique a commencé par l'élaboration d'un texte descriptif sur les bénéfices apportés par la biodiversité aux participants et par l'identification (codage) des services écosystémiques (SE) et des contributions de la nature aux humains (CNH). J'ai passé ensuite à la construction d'un texte interprétatif qui a donné sens à ce qui a été observé

sur le terrain (Denzin & Lincoln 2011). L'accent a été mis sur la compréhension de la façon dont les individus perçoivent les SE et les CNH.

Donc, la description des pratiques de subsistance a permis d'interpréter l'importance écologique donnée par les participants à la biodiversité, ainsi que son importance économique en tant que moyen de subsistance. Cette description a permis également de traiter les pratiques de subsistance comme des indicateurs qualitatifs et socioculturels de son importance. La description des CET a aussi permis de révéler l'importance d'espèces qui ne sont pas nécessairement associées aux pratiques de subsistance. Trois autres indicateurs de son importance socioculturelle de la biodiversité ont émergé de la description des CET : les langages locaux, les classifications locales des espèces et les cosmovisions. Finalement, la description du fonctionnement des institutions communautaires a permis de comprendre comment la réciprocité envers la nature, la résistance sociale et les droits de propriété sont aussi des indicateurs institutionnels de l'importance socioculturelle de la biodiversité. Il faut souligner que l'agencement de la nature pour la subsistance et les connaissances écologiques traditionnelles, sont aussi en soi des institutions communautaires que reflètent cette valeur.

Finalement, une deuxième étape interprétative a impliqué le suivi des changements et des survivances (continuités) des interactions socioécologiques. Ce suivi a permis de montrer comment la complexité socioécologique a été construite historiquement et comment elle est au cœur de l'analyse de la capacité de résilience des SSE. Cette analyse a été fait sur la base des sept principes proposés par Biggs et al. (2015c). Les trois premiers principes ont permis de comprendre les éléments constitutifs du SSE (diversité), la structure des connexions entre ces

éléments (connectivité) et les processus qu'y opèrent (et leurs possibles rétroactions). Les quatre principes suivants sont liés à la gestion, à la capacité de comprendre le changement et d'innover (apprentissage), à la capacité de renforcer la confiance dans la prise de décision (participation) et à la compréhension des structures de gouvernance. Certaines autres caractéristiques écologiques (e.g. couverture forestière) ont été aussi considérées pour analyser la résilience des SSE étudiés. Une ligne de base historique (sous-section 3.2) a été retracée pour découvrir les continuités et les changements socioécologiques à travers le temps. Cette base a été construite en fonction d'une synthèse bibliographique de documents ethnohistoriques et socioécologiques concernant l'Amazonie équatorienne et le territoire *Shuar*.

3.1.2 Collecte d'information

Un certificat d'éthique préalable à la réalisation du travail de terrain m'a été remis par le Comité de la Recherche Lettres et Sciences Humaines de l'Université de Sherbrooke (2015-11). Par conséquent, aucun mineur (moins de 18 ans) n'a participé à cette recherche et les femmes et les hommes majeurs ont certifié verbalement leur consentement libre et éclairé à y participer. Un feuillet d'information de consentement verbal fut donné à chaque participant, rédigé en espagnol, avant qu'elle ou il s'engage volontairement dans chaque activité méthodologique proposée. Le feuillet présentait l'identité du chercheur, les objectifs du projet, les avantages et désavantages de leur participation, le temps nécessaire à leur collaboration et les mesures prises pour sauvegarder la confidentialité de leur identité. Un seul chef de famille (homme ou femme) par foyer a été invité à participer. Pour effectuer la recherche dans les centres *Shuar*, tous les permis écrits nécessaires fournis par leurs institutions ont été aussi obtenus.

La collecte d'information sur le terrain fut aléatoire et faite pendant une période de cinq mois. Une première étape de terrain exploratoire, d'une durée d'un mois, s'est déroulée en août et septembre 2015. Cette étape a eu trois objectifs : (1) Préparer la logistique pour la collecte d'information. (2) Se familiariser avec les interactions entre nature et culture et les réalités socioéconomiques, socioculturelles et institutionnelles des SSE étudiés. (3) Ajuster les

questions préliminaires des entrevues. Des informations bibliographiques ont été également collectées. La deuxième étape de terrain, la collecte d'information des participants, s'est déroulée entre avril et juillet 2016. Toute l'information donnée par les participants pendant les deux étapes a été enregistrée dans un dictaphone. Dans le micro-bassin du fleuve *Jambué* et dans le hameau siège de la paroisse *Nuevo Paraíso* du micro-bassin du fleuve *Numpatkáim*, peuplés tous les deux majoritairement par des colons, 44 entrevues structurées ont été faites. En raison de la saturation d'information à la suite de la réalisation aléatoire des entrevues structurées, seulement huit entrevues semi-structurées ont été ajoutées (la thématique du commerce de bois a été abordée avec ces participants) et aucun groupe focal n'a été réalisé. Dans les trois centres *Shuar* du micro-bassin du fleuve *Numpatkáim* et dans le centre *Shuar Martín Ujukam* tous habités exclusivement par des indigènes *Shuar*, seulement 41 entrevues structurées ont été faites aléatoirement, afin de privilégier l'approfondissement de l'information collectée lors des 35 entrevues semi-structurées, des six groupes focaux et d'un atelier de validation de l'interprétation de l'information obtenue.

Finalement, une recherche bibliographique ethnohistorique a été faite pour compléter l'information collectée sur le terrain (Slater 2010; Scholte et al. 2015), pendant la dernière année de rédaction de cette thèse en Équateur. Cette information a permis de comprendre le changement historique dans l'importance de la biodiversité pour le bien-être humain et la résilience des SSE étudiés. L'analyse de ces informations a enrichi également la compréhension de la transformation culturelle des valeurs de la biodiversité. L'information bibliographique collectée a été publiée dans des journaux scientifiques ou des livres édités par des éditeurs scientifiques, et donc révisée par des pairs.

3.1.3 Outils méthodologiques utilisés pour l'obtention d'information sur le terrain

Une entrevue structurée a été conçue pour être appliquée aléatoirement à des participants volontaires avec des questions fermées (e.g. Est-ce que vous pratiquez l'agriculture ?), ouvertes (e. g. Comment est-ce que les forêts favorisent vos cultures ?) et des listes d'espèces (e.g.

Nommez les types d'insectes bénéfiques à vos cultures) (appendice A). Les objectifs de ces entrevues ont été les suivants : (1) Établir un portrait socioéconomique contextuel des participants. (2) Établir l'engagement des participants dans les différentes pratiques de subsistance. (3) Établir l'importance de la biodiversité (ensembles d'espèces) pour chaque pratique de subsistance. Des entrevues semi-structurées (Scholte et al. 2015) appliquées aléatoirement ont été conçues pour des experts dans chaque pratique de subsistance qui ont participé volontairement (appendice B). Les objectifs de ces entrevues ont été les suivants : (1) Approfondir les Connaissances Écologiques Traditionnelles (CET) sur la biodiversité. (2) Approfondir les représentations cosmologiques survivantes qui guident les pratiques de subsistance. (3) Approfondir la compréhension de la dynamique de fonctionnement des institutions locales pour la gestion du bien-être social.

Des groupes focaux (Scholte et al. 2015) de trois participants dans tous les cas, pour compter avec une opinion dirimante, ont été formés avec des participants volontaires *Shuar*. Ces groupes ont permis d'évaluer délibérativement les valeurs de la biodiversité (Parks & Gowdy 2013) et ont eu trois autres objectifs spécifiques. Premier, corriger l'écriture en *Shuar* des espèces nommées dans les autres activités méthodologiques, en utilisant les guides taxonomiques suivants : *Guía de Mamíferos del Ecuador* (Tirira 2017), *Guía de Campo de las Aves del Ecuador* (Ridgely & Greenfield 2006), *Guía de Campo de Anfibios del Ecuador* (Valencia et al. 2008a) et *Guía de Campo de Reptiles del Ecuador* (Valencia et al. 2008b). Deuxième, connaître les catégories taxonomiques traditionnelles et survivantes de la biodiversité. Finalement, troisième, établir les relations linguistiques et cosmologiques survivantes les plus importantes que les *Shuar* maintiennent envers la biodiversité amazonienne « charismatique ».

Un atelier a été réalisé à la fin du travail de terrain, avec l'objectif de préciser délibérativement (Parks & Gowdy 2013) l'interprétation du chercheur sur certains aspects clés de la recherche. Trois femmes et trois hommes leaders de l'association *Shuar Muranunka* ont accepté de participer à cette activité. Il était impossible de travailler sur tous les détails des résultats

obtenus. Cependant, nous avons travaillé génériquement sur les droits de propriété et l'accès au territoire, les pratiques de subsistance, le changement des CET, la perception du « développement » et de la « conservation », les catégories taxonomiques de la vie sauvage et l'importance de la cosmovision survivante pour l'utilisation de la biodiversité. Finalement, il faut signaler dans ce point que dans les recherches qualitatives, l'utilisation de plusieurs méthodologies ou triangulation, reflète une tentative d'assurer une compréhension profonde du phénomène étudié (Denzin & Lincoln 2011). Chaque méthode révèle des facettes légèrement différentes ou différents angles de vue d'une même réalité et sa combinaison permet d'obtenir une image plus substantielle de la réalité (Berg 2006).

Finalement, des analyses historiques de la couverture forestière ont été faites dans les deux SSE étudiés. Ces analyses ont permis d'obtenir, de façon générale et contextuelle, une idée approximative de la connectivité dans les deux SSE. Ces tendances m'ont permis de déduire des changements qui auraient pu se produire dans les SEE en ce qui concerne la résilience de leur capacité à produire des services écosystémiques. Il a été possible d'établir trois moments (1989, 2001 et 2016) à partir d'images satellitaires LANDSAT et ASTER de la couverture forestière. Les aires des deux zones d'étude ont été définies comme une bande de deux kilomètres le long de chaque rive des fleuves étudiés, et dont la longueur a été déterminée en fonction de la présence des hameaux de colons et des centres *Shuar* étudiés. Les deux micro-bassins correspondent à des unités hydrographiques de niveau six de l'Équateur (*Pfafstetter*) utilisées par l'Autorité Nationale de l'Eau (SENAGUA). Pour chaque moment, une classification non-supervisée a été faite, pour établir deux catégories d'occupation du sol : forêt et non-forêt. Les changements de superficie forestière ont été calculés comme la différence en hectares et comme le pourcentage de changement en prenant l'image de 1989 comme référence.

3.1.4 Traitement de l'information

L'information enregistrée sur le terrain dans le dictaphone a été gardée dans l'application *Sound Organizer* 1.6. L'accès à cette information a été codifié selon l'exigence du comité d'éthique.

Les entrevues structurées ont produit des réponses de type binaire (1 = oui, 0 = non) ou des réponses verbales courtes. L'ensemble de cette information a été codifié et transféré à une base de données Excel. Son traitement a permis d'établir : (1) L'âge, l'ethnie et l'occupation des participants dans chacun des deux échantillons (colons et *Shuar*). (2) Leur engagement dans les activités de subsistance (chasse, pêche, agriculture, prélèvement de plantes médicinales et élevage). (3) L'importance de la biodiversité consommée. (4) L'importance de leurs connaissances traditionnelles sur la biodiversité et (5) L'importance liée à leur perception de la conservation de la biodiversité et des aires protégées. Ces informations ont permis de réaliser une description initiale de l'interaction socioécologique dans les SSE étudiés. Cette description a commencé par la réalisation d'un codage ouvert (Wutich & Gravlee 2010; Charmaz 2014). Cette codification a impliqué une première interprétation écrite, en des mots ou des phrases courtes, des SE et des CNH d'importance concernant la biodiversité pour les participants.

Par exemple, la phrase d'un participant « je considère que les animaux sauvages qui habitent ici sont beaux et ils ont droit à vivre », a reçu deux codes : valeur esthétique et valeur écologique intrinsèque. Ces codes ouverts ont été ensuite complétés avec des informations plus achevées obtenues dans les entrevues semi-structurées et les groupes focaux (e.g perceptions, comportements). Dans cette étape, les codes ouverts ont été liés à des concepts et des catégories plus larges (Wutich & Gravlee 2010; Scholte et al. 2015). Le résultat a été l'établissement des faits et significations d'importance pour la biodiversité en fonction des SE et des CNH analysés. Cette démarche interprétative a résulté de la triangulation des méthodes utilisées (entrevues structurées, semi-structurées, groupes focaux). Dans ce sens, l'interprétation a été aussi le résultat de l'intégration de la diversité d'informations complémentaires obtenues. Cependant, comme la réalité objective ne peut jamais être capturée dans sa totalité, la triangulation n'a pas été une stratégie pour atteindre la validation de l'interprétation : elle a été plutôt une alternative à la validation (Denzin & Lincoln 2011). Les SE et les CNH donnés par les trois facteurs décrits de l'interaction socioécologique ont été identifiés par un X dans une matrice et par un 0 quand ils ne l'ont pas été. Par conséquent, l'absence dans ces classifications

d'autres indicateurs de valeur socioculturelle de la biodiversité identifiés dans cette recherche (e.g. langages locaux, cosmovisions, taxonomies locales) a pu être localisée.

Cette matrice qui a permis d'interpréter l'importance socioculturelle de la biodiversité a été aussi utilisée pour l'analyse de la capacité de résilience du SSE dominé par les *Shuar*. La plupart des informations provenant de la description de l'interaction socioécologique, caractérisée par les activités de subsistance, les CET et les institutions locales, ont été aussi utilisées pour analyser la capacité de résilience des SSE. Ces informations sur les interactions socioécologiques ont été analysées en fonction des sept principes de renforcement de la résilience (sous-titres 2.4.3 et 3.1.1) de Biggs et al. (2015c).

3.1.5 Limitations

Cette recherche a eu des limitations en termes temporels et spatiaux qui ont dérivé d'une autre de nature économique. Une période de temps plus longue aurait été idéale pour accumuler une plus grande quantité de données et couvrir un territoire plus grand. Cela n'a pas été possible. Il est bien connu aussi que les recherches interdisciplinaires sacrifient profondeur, c'est-à-dire des explications puissantes sur la nature intrinsèque des phénomènes étudiés (Dupré 2001; Thorén & Persson 2013). Cependant, elles gagnent en amplitude et en compréhension contextuelle et environnementale des problématiques étudiées (Thorén & Persson 2013). Cette recherche n'a pas prétendu non plus fournir une explication universelle (Dupré 1994; Cartwright 1999; Kellert et al. 2006) sur les valeurs socioculturelles de la biodiversité, ni sur l'interaction entre nature et culture dans toute l'Amazonie. Elle cherche seulement à proposer une approche théorique et méthodologique fructifère et perfectible qui permette de comprendre l'importance socioculturelle survivante de la biodiversité et l'interaction entre nature et culture dans certaines cultures indigènes de l'Amazonie. Il faut signaler aussi, comme une limitation, le refus généralisé des participants, *Shuar* et colons, de traiter en détail la gestion des ressources forestières. La coupe d'arbres, une activité d'importance pour leurs économies, tombe à des nombreuses reprises dans l'illégalité. L'autorité environnementale équatorienne, le Ministère de

L'Environnement, exerce un contrôle strict sur cette activité partout dans le pays. De plus, l'accès restreint aux images satellitaires des deux SSE datant de la fin des années 80 a limité une évaluation de la connectivité et de la résilience dans ces deux SSE plus étendue dans le temps. Il est important de souligner aussi qu'on a sollicité les leaders communautaires pour qu'ils donnent leur avis sur les questions posées dans les questionnaires et les entrevues. Ceux-ci ont dit que les questions liées aux superficies de cultures et quantité d'animaux élevés éveilleraient la méfiance chez les enquêtés. Cela est dû aux rumeurs qui circulaient depuis longtemps concernant une collecte additionnelle d'impôts et l'exclusion du système d'aide sociale par le gouvernement, s'ils révélaient ces données. Ces leaders ont également indiqué que ces craintes sont typiques de la « méfiance » généralisée de la population envers le gouvernement.

3.2 Systèmes socioécologiques étudiés

L'objectif de cette sous-section est de montrer comment l'interaction entre nature et culture a changé dans le temps dans la zone d'étude et comment ce changement a été régulé par des survivances socioécologiques. Son contenu est divisé en quatre parties. Je présente d'abord les caractéristiques abiotiques, biotiques et socioculturelles des SSE, avant d'analyser la dynamique temporelle des interactions socioécologiques. Ensuite, les changements et les survivances dans ces interactions socioécologiques sont analysés. Finalement, je présente le bilan de l'analyse. Ce bilan établit la base pour comprendre, plus tard, comment les changements et survivances dans l'agencement humain de la nature pour la subsistance, les connaissances écologiques traditionnelles et les institutions communautaires expriment la valeur socioculturelle actuelle de la biodiversité et ont contribué à soutenir une certaine résilience dans les SSE étudiés.

3.2.1 Localisation, caractéristiques abiotiques, biotiques et sociales

3.2.1.1 Localisation et caractéristiques abiotiques

Cette étude comprend deux micro-bassins qui partagent les mêmes caractéristiques socioécologiques : ils sont recouverts par des forêts humides tropicales de montagne et sont habités par des communautés de colons hispanophones (majoritaires dans le micro-bassin du fleuve *Jambué*) et des communautés indigènes *Shuar* bilangues (*shuar* et espagnol) de l'Amazonie (à peine minoritaires dans le *Numpatkáim*). Les deux SSE étudiés font partie du *hotspot* de biodiversité (zone de concentration exceptionnelle d'espèces, d'endémisme et d'accélération des taux d'épuisement de la biodiversité) des Andes Tropicales (Myers et al. 2000). Ils se trouvent dans les contreforts orientaux du sud de la cordillère des Andes en Équateur. Cette zone correspond à la dépression de *Huancabamba*. Ici, la hauteur des Andes ne dépasse pas 3600 m d'altitude (MAE 2014). Le restant de la cordillère des Andes, du nord de l'Équateur jusqu'au sud du Chili, atteint jusqu'à 7000 m d'altitude.

Les deux SSE correspondent à deux micro-bassins, ceux des fleuves *Jambué* et *Numpatkáim*. La distance en ligne droite entre les deux principaux centres urbains des deux micro-bassins (*Zamora* dans le *Jambué* et *Nuevo Paraíso* dans le *Numpatkáim*) est d'environ 45 km. Cependant, par route, cette distance est de 116 km. La superficie totale du micro-bassin du fleuve *Jambué* n'a pas été établie avec précision. Cependant, elle est d'approximativement 6 387 ha (GAD Timbara 2014). Le micro-bassin du fleuve *Jambué* fait partie du bassin du fleuve *Zamora*, qui à son tour fait partie du système du fleuve *Santiago* et finalement de celui de l'Amazonie. Il se trouve dans la paroisse de *Timbara* à une altitude moyenne de 1350 m (GAD Timbara 2014). La portion du micro-bassin étudiée a été de 5197,3 ha (approximativement 81,4% du micro-bassin). Donc, l'analyse de cette sous-section et les résultats obtenus dans cette recherche peuvent se considérer comme applicables pour la superficie de tout le micro-bassin. La localisation de ce SSE dans l'Équateur continental est présentée dans la figure 2.

Le micro-bassin du fleuve *Numpatkáim* fait partie du bassin du *Nangaritza*, lequel se déverse aussi dans le *Zamora*. Ce micro-bassin est un des trois plus grands de la province de *Zamora Chinchipe*. La superficie du fleuve est de 6066 ha (Castro 2008). Cependant, la superficie du micro-bassin n'a pas été établie avec précision non plus. Il se trouve dans la paroisse de *Nuevo Paraíso*, dans les contreforts occidentaux de la Cordillère du *Cóndor*, à une altitude moyenne de 1200 m (GAD Nuevo Paraíso 2015). La Cordillère du *Cóndor* est une branche secondaire des Andes longue de 150 km, qui s'étend du nord au sud, à l'est et parallèlement à celle-ci (MAE 2014). Entre ces cordillères se trouvent les vallées des fleuves *Numpatkáim* et *Nangaritza*. La portion étudiée du micro-bassin du fleuve *Numpatkáim* a été de 6509,8 ha. Par conséquent, une portion importante du micro-bassin a été étudiée et les conclusions de cette sous-section et de la recherche peuvent aussi être pertinentes pour tout le micro-bassin et même pour la vallée du fleuve *Nangaritza* habitée encore pour une population *Shuar* d'importance. La localisation de ce SSE dans l'Équateur continental est présentée dans la figure 3.

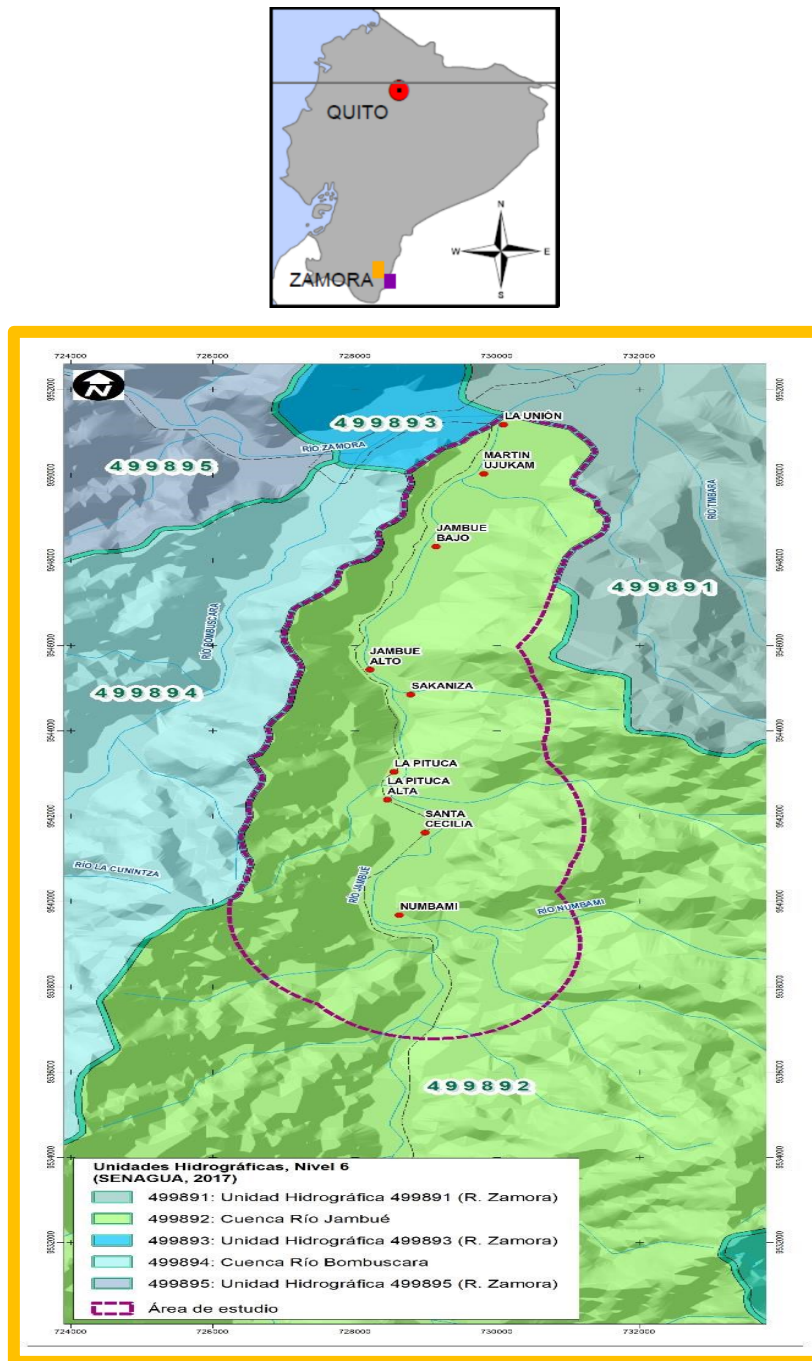


Figure 2 Micro-bassin du fleuve *Jambué*

L'aire d'étude dans le micro-bassin est délimitée en mauve pointillé.

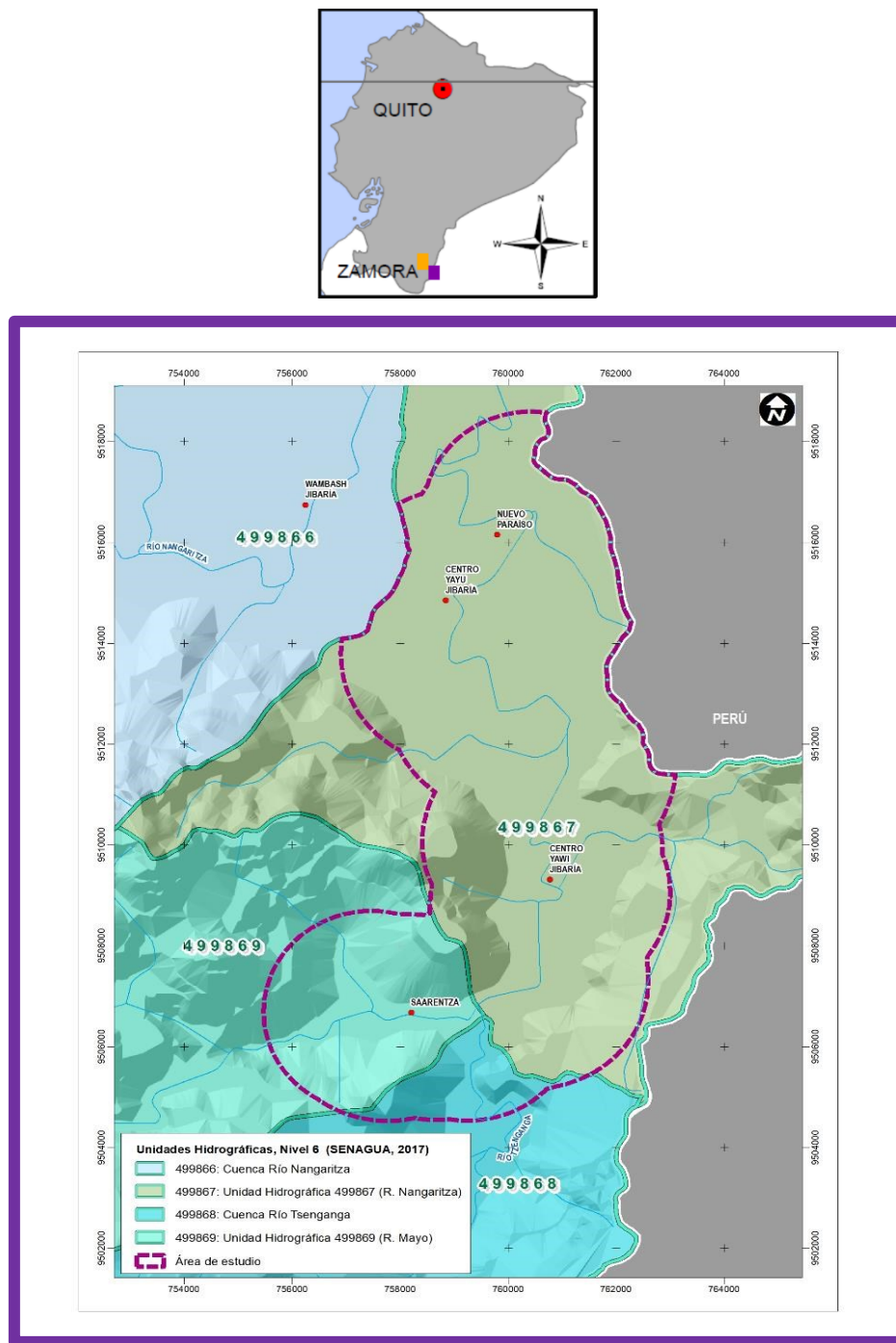


Figure 3 Micro-bassin du fleuve *Numpatkáim*

L'aire d'étude dans le micro-bassin est délimitée en mauve pointillé.

Les deux micro-bassins se trouvent à l'ouest du bassin amazonien, le climat n'y est pas saisonnier à la différence du restant de la région amazonienne (Piperno 1990). Le climat ici est chaud et humide, avec des précipitations constantes importantes (moyenne de 2000 mm par année) et une température moyenne annuelle de 21,8°C (GAD Zamora Chinchipe 2015). Le relief dans les deux micro-bassins correspond à celui des contreforts andins (MAE 2014). Les formations géologiques dominantes sont les roches intrusives de granit et les dépôts sédimentaires alluviaux (GAD Timbara 2014). Dans les vallées du *Numpatkáim* et du *Nangaritzá*, se trouvent aussi plusieurs plateaux de grès avec des parois presque verticales et des sommets aplatis qui atteignent jusqu'à 2900 m d'altitude (MAE 2014). Les précipitations s'infiltrant à travers les fissures de ces plateaux et se déversent le long de leurs parois verticales (Conservation International 1997). Ces chutes d'eau dominent le paysage. Les sols dans les micro-bassins sont dominés par l'ordre *inceptisol*. Ces sols de couleur rougeâtre supportent naturellement des forêts humides tropicales (GAD Timbara 2014).

3.2.1.2 Caractéristiques biotiques

Micro-bassin du fleuve Jambué

Les individus des espèces des terres hautes et froides du nord et du sud de la cordillère des Andes ne peuvent pas traverser les zones comparativement chaudes de la dépression de *Huancabamba*. Cependant, certains de ces individus se sont établis et adaptés, évoluant ensuite en de nouvelles espèces endémiques (Parra 2012). La dépression de *Huancabamba* est aussi une fenêtre qui permet l'échange d'espèces entre les terres basses et chaudes qui se trouvent dans les plaines de l'est et de l'ouest des Andes. En outre, il est possible de trouver des espèces d'altitude telles que les ours andins (*Tremarctos ornatus*), cohabitant avec des espèces des plaines comme les perroquets (*Pionus*) ou les aras (*Ara*) de plusieurs espèces (Parra 2012). Ces caractéristiques biotiques ont résulté en l'établissement du Parc National *Podocarpus* (PNP) en 1982. Ce micro-bassin se trouve dans la zone tampon au nord-est du PNP, laquelle supporte une biodiversité semblable à celle du parc, et s'étend perpendiculairement à cette limite.

L'écosystème le plus représenté ici est la forêt de montagne sempervirente du sud de la cordillère orientale des Andes. On estime qu'il y a ici 1281 espèces de plantes vasculaires (6,4% de toute la flore de l'Équateur) appartenant à 137 familles, dont 99 sont endémiques du PNP (MAE 2014). Dans la station scientifique *San Francisco*, un peu au nord du micro-bassin du *Jambué* et aussi dans la zone tampon du PNP, 213 espèces de plantes épiphytes ont été recensées dans un seul arbre (Parra 2012). Il y a aussi une grande richesse de faune. Dans la région orientale du PNP, liée au micro-bassin du *Jambué*, 76 espèces d'oiseaux, 74 espèces de mammifères, 72 espèces d'amphibiens et 11 espèces de reptiles ont été recensées (MAE 2014). Les invertébrés ont été peu étudiés, mais on connaît l'existence de 1200 espèces de papillons andins nocturnes (Parra 2012).

Micro-bassin du fleuve *Numpatkáim*

Ce micro-bassin est un corridor écologique entre les écosystèmes andins, la cordillère du *Cóndor* et les plaines amazoniennes. C'est une zone biotiquement intéressante car elle maintient une végétation dense d'arbres et en bon état (Castro 2008). Par conséquent, trois zones protégées existent ici : la Forêt Protectrice *Alto Nangaritza*, la Réserve Communautaire *Shuar* de Chasse et Pêche « *Arutam Nunka* » (Castro 2008) et la réserve biologique *Cerro Plateado*. C'est dans cette dernière réserve que naît le fleuve *Numpatkáim*. La grande abondance de forêts de la cordillère du *Cóndor* et des plateaux de la vallée du *Nangaritza* favorisent la présence quasi-permanente de nuages. En ce qui concerne les écosystèmes présents, les vallées du *Nangaritza* et du *Numpatkáim* sont des écotones entre les forêts andines et les forêts tropicales humides de l'Amazonie. Plus précisément, l'écosystème le plus représenté est la forêt de montagne sempervirente de la Cordillère du *Cóndor* (MAE 2014). Au niveau des espèces, 255 espèces d'angiospermes (plantes à fleurs), 27 d'amphibiens, 17 de reptiles, 65 de mammifères (Guayasamin et Bonaccorso 2011) et 535 d'oiseaux ont été recensées (Freile et al. 2014). La diversité des invertébrés comprend 52 espèces de fourmis et 34 espèces de phasmes, entre autres (Guayasamin et Bonaccorso 2011).

3.2.1.3 Caractéristiques socioéconomiques

La population du Micro-bassin du fleuve Jambué

Les colons sont majoritaires dans ce micro-bassin. Leur culture est latino-américaine et leur espace de vie est la ferme (30-80 ha). Ils vivent dans des hameaux situés le long du fleuve *Jambué* et d'une route secondaire qui le longe, reliant la ville de *Zamora* au hameau de *Numbami Alto* à 23 km. Les hameaux considérés (*La Pituca*, *Romerillos Bajo*, *Santa Cecilia* et *Numbami*) font partie du canton de *Zamora* et appartiennent à la paroisse rurale de *Timbara*. Un centre *Shuar*, *Martin Ujukam*, analogue à un hameau de colons, se trouve dans ce micro-bassin, entre *La Pituca* et la ville de *Zamora*. Ce centre (15 familles), est la seule communauté *Shuar* de ce micro-bassin et il fait partie de la Fédération *Shuar* de *Zamora Chinchipe* (FESHZCH). Ses habitants se considèrent comme un quartier assimilé culturellement à la ville de *Zamora*. Dans les quatre hameaux étudiés vivent environ 300 habitants. Actuellement, la principale activité économique est l'agriculture (38% des habitants) destinée à la subsistance et dans une moindre mesure à l'approvisionnement du marché de *Zamora* (lait cru et fromage caillé). L'activité minière artisanale est complémentaire. Sont également importants l'extraction de bois, la production piscicole pour la subsistance (*Tilapia* du Nil) et le tourisme (GAD Timbara 2014).

La population du Micro-bassin du fleuve Numpatkáim

Une partie du micro-bassin du *Numpatkáim* est habitée par des indigènes *Shuar*. En Équateur, leur territoire (un peu plus de 900 mille hectares) se trouve dans les provinces amazoniennes de *Pastaza*, *Morona Santiago* et *Zamora Chinchipe*, où a lieu cette étude. L'organisation politique implique des centres conformés par 10 à 20 familles, équivalents à des hameaux de colons. Les centres se regroupent en associations et les associations en confédérations provinciales. La partie étudiée du bassin du fleuve *Numpatkáim*, contient trois centres *Shuar* (360 habitants au total) : *Yayu*, *Yawi* et *Saarentsa*. Tous les trois font partie de l'association *Muranunka* et celle-ci de la Fédération de la Nationalité *Shuar* de *Zamora Chinchipe* (FEPNASH – ZCH).

Près de 80% des habitants ont comme activité économique principale l'agriculture (GAD Nuevo Paraíso 2015). Dans une section à l'étude de ce micro-bassin, se trouve aussi le hameau *Nuevo Paraíso* peuplé par des colons et siège de la paroisse du même nom. Ce hameau a les mêmes caractéristiques socioculturelles que les hameaux des colons du bassin du fleuve *Jambué*. Son peuplement par des colons originaires de la *Sierra* a commencé en 1996, sur le territoire ancestral *Shuar* et a déplacé ce peuple. Actuellement, sa population est de 214 habitants.

3.2.2 Dynamique temporelle des interactions socioécologiques

Pour comprendre l'interaction présente entre nature et culture dans les SSE étudiés, il faut comprendre d'abord les changements temporels dans cette interaction. L'interaction des sociétés amazoniennes avec leur environnement naturel, ne se réduit pas à des réponses adaptatives optimales. Elle a impliqué plutôt une dynamique de transformations socioécologiques. La périodisation qui suit ne prétend pas suivre une route évolutionniste. Au contraire, elle a simplement l'objectif de signaler les principaux changements et la survivance de certaines continuités d'importance pour le façonnement présent des facteurs socioculturels de valeur de la biodiversité et de résilience des écosystèmes.

3.2.2.1 Époque précolombienne

La première étape d'interaction entre nature et culture dans l'Amazonie, il y a entre 13000 et 10000 ans, a impliqué des bandes nomades de chasseurs et cueilleurs qui prélevaient noix de palmes, poissons, tortues, rongeurs, gousses de légumineuses et plantes hallucinogènes (Clement et al. 2015). Dans la deuxième étape, il y a entre 9000 et 5000 ans, les premiers villages sédentaires où la céramique était utilisée sont apparus dans la région (Roosevelt 1989). En utilisant des bâtons, des haches de pierre et des brulis réguliers, leurs habitants ont établi et maintenu des potagers permanents et ont pratiqué l'agroforesterie (Erickson 2008). La littérature scientifique ne repère pas d'évidences matérielles typiques (terres noires) d'interaction entre nature et culture dans les SSE étudiés pendant ces deux premières étapes.

Il y a entre 5000 et 3000 ans, la troisième étape d'interaction socioécologique dans l'Amazonie a impliqué une nouvelle conversion des premiers habitants sédentaires vers la transformation des forêts pour l'horticulture en gardant la chasse et la pêche comme activités complémentaires (Roosevelt 2014). Dans les SSE étudiés, deux groupes ethnolinguistiques d'origine *aénts chicham* (Deshoullière & Utitaj Paati 2019) avant *jívaro-candoa* (Rostain 2013), les *Bracamoros* et les *Paltas*, ont interagi avec un groupe de filiation *kichwa* andine, les *Bolonas*, originaires des contreforts des Andes (Taylor et Descola 1981). Des relations culturelles étaient maintenues entre ces trois groupes, alors qu'ils entretenaient des relations de commerce avec les *Giuarra*, un groupe également de langue et culture *aénts chicham*. Le mot "*Giuarra*" est une translittération du mot « *Shuar* » (gens) du présent, un ethnonyme de la plupart des groupes linguistiques *aénts chicham* actuels de la région (Taylor et Descola 1981).

Dans le territoire *Shuar* actuel, des évidences archéologiques de culture du maïs (pollen et des phytolithes) datées d'il y a environ 6000 ans ont été retrouvés dans des carottes de sédiments du Lac *Ayauchi* (localisé à 360 km de la zone d'étude) datés d'entre 6190 et 5970 AP (Bush et al. 1989; Piperno 1990). Également, des graines d'amidon de cacao, des résidus de théobromine et des restes d'ADN datant d'il y a 5300 ans AP ont été les premières évidences retrouvées d'utilisation de cacao dans les Amériques, à moins de 60 km en ligne droite de la zone d'étude dans le site *Santa Ana-La Florida* (Zarrillo et al. 2018). Associés à ce type d'évidences, la découverte de fossiles a permis d'établir également que la chasse était centrée sur des espèces d'animaux qui se nourrissaient près ou dans les potagers (Posey 1985; Balée 1989; Erickson 2008). Cette étape ressemble au caractère actuel du modèle d'occupation et de gestion de la nature en Amazonie (Roosevelt 1989) et dans les SSE étudiés en particulier.

Dans la quatrième étape, il y a entre 3000 et 1000 ans, des chefferies avec des populations grandissantes, se sont établies surtout sur les rives des fleuves amazoniens, en altérant grandement la topographie, la composition des sols et la biodiversité (Piperno 1990; Arroyo-Kalin 2010; Roosevelt 2014; Piperno et al. 2015). Les principales évidences de ces altérations sont des monticules formés par des couches de déchets organiques et de céramique, où

s'établissaient des résidences ou des espaces cérémoniaux (Erickson 2008). Ces sites correspondent, dans l'actualité, à des centres d'accumulation de ressources génétiques agroforestières et d'espèces d'importance pour la subsistance (Erickson 2008; Clement et al. 2015). Dans le territoire *Shuar* actuel, cette étape est représentée dans les sites *Santa Ana – La Florida* il y a entre 3460 et 2340 ans (Valdez 2013a) et dans le site *Lac Ayauchi* il y a 2500 ans, et montre une continuité et une intensification de l'agriculture (Piperno 1990).

Finalement, dans la cinquième étape, entre il y a 1000 ans et le contact, les chefferies localisées sur les rives de fleuves ont atteint des proportions urbaines (Roosevelt 2014; Piperno et al. 2015). Ces populations ont modifié à long terme les sols en créant les Terres Noires Amazoniennes (TNA), *terras pretas* et *terras mulatas* (Arroyo-Kalin 2010; Clement et al. 2015). Les TNA sont des sols fertiles formés autour des villages, par accumulation de déchets organiques qui ont été ensuite brûlés (Schmidt et al. 2014). Les espèces cultivées incluaient des palmiers comme *Calathea allouia*, *Cucurbita sp.*, et *Lagenaria siceraria* (Arroyo-Kalin 2010), ainsi que le maïs (*Zea mays*) dans le site du lac *Ayauchi* (Bush et al. 1989; Piperno 1990). Également dans ce lac, les étapes *Sangay*, *Upano*, *Kilamope*, et *Huapula* (700 AP à 1200 AD) de caractères protohistoriques *Shuar* (Gerique 2010; Rostain 2012), correspondaient aussi à cette cinquième étape d'interaction socioécologique. Des restes de céramique de style « *corrugado* » correspondant à la tradition culturelle *Shuar* ont été retrouvés sur les rives des fleuves *Zamora*, *Jambué* et *Nangaritza*, dans la zone d'étude (Guffroy 2006).

3.2.2.2 Époque coloniale

La première vague de colonisation européenne dans la région a commencé en 1540, attirée par la découverte d'or alluvionnaire et de mines d'or à *Zamora*, ainsi que par la chasse aux esclaves indigènes. Comme résultat, la diversité des groupes culturels dans la région a subi d'abord une homogénéisation (Taylor 1994) et ensuite l'assimilation aux descendants les plus représentatifs du groupe culturel *Jivaro* : les *Shuar* (Moreno Yáñez 1996). Cette première frontière de colonisation a commencé à s'effondrer vers 1625 en raison de l'épuisement des ressources

aurifères et de la résistance active des *Shuar* (Taylor 1994). En 1640, un deuxième cycle de colonisation a commencé dans la région aboutissant à un échec en 1760. Ce cycle cherchait à contenir l'avance portugaise dans l'Amazonie et a essayé de gouverner ce territoire en « réduisant » et en évangélisant les *Shuar* (Ross 1984; Taylor 1994; Botasso 2011).

La résistance, souvent militaire, du peuple *Shuar* à la colonisation européenne est le fait qui détermine l'histoire de ce peuple (Botasso 2011). La résistance *Shuar* a été possible grâce à l'accès qu'ils avaient à des réseaux alternatifs d'échange avec d'autres groupes ethniques des contreforts des Andes, à la fragmentation de leur organisation sociale, à leur culture guerrière et à leur autonomie économique, symbolique et rituelle (Taylor 1994). L'objectif de cette résistance n'a pas été d'éliminer l'implantation coloniale et ensuite néocoloniale, mais de les contrôler, en s'assurant un accès permanent aux biens matériels dont ils ne pouvaient plus se passer, en particulier les armes à feu (Taylor 1994). L'introduction de ces outils, d'un point de vue culturel et spirituel, n'a laissé aucune trace chez les *Shuar* (Botasso 2011). Entre 1767 et 1850, les pouvoirs ecclésiastiques et politiques continuèrent à essayer de s'affirmer dans la région sans succès, alors que commencera l'avancée péruvienne dans « l'abandonnée » Amazonie équatorienne (Deler 1981). Cet abandon se référait au recul de la population non indigène équatorienne. Les villages amazoniens équatoriens ont alors perdu jusqu'à deux tiers de leur population non indigène (Taylor 1994).

3.2.2.3 Époque républicaine

L'indépendance du pays s'est concrétisée en 1822. Cependant, le changement socioéconomique républicain n'a commencé qu'à partir de 1850 (Ayala Mora 1994). À partir de ce moment, l'activité néo-colonisatrice de l'état équatorien s'est redynamisée dans l'Amazonie et la zone d'étude, avec l'implantation de nouveaux processus extractifs et la reprise des missions (Ross 1984). L'objectif de l'État équatorien était de renforcer les fragiles frontières amazoniennes devant l'avancée péruvienne; de la part de l'Église catholique, il s'agissait de coloniser enfin la culture *Shuar* qui continuait à résister (Botasso 2011). En 1850 s'établissent les premiers colons

hispanophones permanents dans la ville de *Zamora*, environ 50 personnes, originaires de la ville de *Loja*, la quatrième plus peuplée du pays, située à proximité dans les hautes terres andines.

Vers 1875 éclate le boom du caoutchouc avec l'exploitation de l'*Hevea brasiliensis*. Ce boom atteint son apogée entre 1890 et 1900 et s'épuise en 1914 (Taylor 1994). Cette activité impliquait des entreprises qui mobilisaient des forces de travail modestes. En 1900, il y avait à *Zamora* huit familles stables (Taylor 1994). Le peuplement néo-colonisateur a commencé entre 1913, avec le début de la construction de la route Loja-Zamora (60 km), et 1920 avec le décret de la "Loi spéciale d'Orient" qui visait à peupler et développer l'Amazonie équatorienne (Ayala Mora 2008). Vers 1927, un nouveau boom aurifère a attiré une grande population flottante vers *Zamora*. En 1930, il y avait 200 colons installés dans la ville et une population itinérante de quelques 3000 orpailleurs qui s'y réunissaient les fins de semaine pour négocier le métal (Taylor 1994).

À cette époque, les *Shuar* ont gagné en notoriété en Occident à cause de leur tradition de tuer leurs ennemis intertribaux et de réduire leurs têtes (*tsantsas*). Le marché noir des *tsantsas* a fait augmenter les taux des tueries (Münzel 1977). Par conséquent, un nouvel effort missionnaire a commencé, cette fois profondément interventionniste avec des internats pour enfants (Botasso 2011). Les étudiants internés ont été arrachés à leur culture et à leurs familles. À leur retour, ils dominaient l'espagnol et ont miné l'autorité ancestrale de leurs parents (Meiser 2015). Ces deux processus ont donné comme résultat l'ouverture de lacunes irréparables dans le front de résistance *Shuar* (Botasso 2011) et le début de la dislocation de leurs traditions (Taylor 1994). Quand la solidité de leur culture et de leur cosmovision s'est effondrée, les *Shuar* ont perdu confiance en leur force et ont commencé à capituler devant des arguments économiques de plus en plus irrésistibles (Münzel 1977). Cette politique s'appelait l'indigénisme et avait deux objectifs : convertir au christianisme et assimiler à la culture latinoaméricaine le peuple *Shuar* (Meiser 2015).

À partir de la seconde moitié du XXe siècle, les *Shuar* ont défini une organisation collective et se sont regroupés dans des centres, avec l'objectif de résister à l'invasion des colons (Gerique 2010). Les centres se rejoignaient dans des associations et les associations dans des fédérations (Freile et Kingman 2014). Une nouvelle étape, le postcolonialisme, a ainsi commencé (Meiser 2015). Trois facteurs ont marqué ce processus de transculturation postcoloniale pour le peuple *Shuar*. D'abord, la fondation de la Fédération des Centres *Shuar* (FCSH) en 1964. Celle-ci avait deux objectifs : soutenir légalement les droits de propriété collective du peuple *Shuar* sur leurs territoires ancestraux et encourager la poursuite de conditions de vie personnelles, familiales et sociales dignes (Juank 2016). En second lieu, les deux premières conférences de Barbade de 1971 et 1977 : la première a exhorté les amérindiens à être protagonistes de leur destin et de leur émancipation (Grupo de Barbados 1971), alors que la seconde préconisait l'unité de la population amérindienne (Grupo de Barbados 1977). Troisièmement, en 1990, le soulèvement indigène en Équateur et la célébration des 500 ans du contact ont projeté les problèmes des *Shuar* et des peuples amérindiens dans le monde entier (Meiser 2015).

3.2.2.4 Fin du vingtième siècle

Les premiers colons du micro-bassin du fleuve *Jambué* sont arrivés en territoire ancestral *Shuar* après 1964, suite à l'adoption de la première loi de réforme agraire (Cliche 1995). Cette loi promouvait la conversion des forêts naturelles amazoniennes en terres productives (del Gato 2014). Un autre facteur qui a provoqué ce peuplement a été l'expansion du réseau routier dans les années 70. Cette expansion a facilité la continuité de la colonisation à travers l'exploitation minière, l'élevage et l'extraction du bois (Zambrano et Barragán 2014). Comme conséquence de ce processus de colonisation, les *Shuar* ont continué à se replier dans leur territoire, dans des zones chaque fois plus reculées (Juank 2016). Dans le SSE du fleuve *Jambué* les *Shuar* n'étaient plus du tout présents dans cette zone qui faisait partie de leur territoire ancestral. Alors que ce SSE était déjà complètement peuplé par des colons, le Parc National *Podocarpus* fut établi en 1982. Ce parc répondait à la reconnaissance de cette zone par l'État comme celle d'une grande valeur pour la conservation de la biodiversité.

Dans le SSE du fleuve *Numpatkáim*, la construction d'une route vers la fin des années 90 consolidait la présence et la vision de l'État dans le territoire *Shuar* de la vallée du fleuve *Nangaritza*. Cette route est finalement arrivée dans le SSE *Shuar* étudié au début des années 2000. En même temps, en 1997, le Programme Podocarpus financé par l'Ambassade des Pays Bas fut lancé. L'objectif de ce programme était d'établir des zones tampon autour du parc national *Podocarpus* (Gerique et al. 2017). La Forêt Protectrice *Alto Nangaritza* fut établie en 2002. En résumé, ces développements qui se sont produits à la fin du siècle passé ont eu pour effet l'intensification de la colonisation, la continuité des processus extractifs des ressources naturelles et une nouvelle perception du territoire *Shuar*, avant un espace socioculturel de subsistance, désormais un espace dédié à la conservation de la nature et la biodiversité.

3.2.3 Changements et survivances socioécologiques

Dans cette section je synthétise les changements et les continuités socioécologiques survivantes qui ont régulé l'interaction entre nature et culture dans les SSE étudiés à travers la périodisation précédente. Cette synthèse sera organisée autour des trois facteurs socioculturels proposés d'analyse de l'interaction entre nature et culture, soit l'agencement de la nature pour la subsistance, les connaissances écologiques traditionnelles et les institutions locales communautaires.

3.3.3.1 Changements et survivances dans l'agencement de la nature pour la subsistance

Jusqu'à la fin des années 1980, il n'y avait pratiquement pas eu des changements majeurs jusqu'à dans les pratiques de subsistance qui déterminaient l'agencement humain de la nature dans les SSE étudiés. L'agriculture de subsistance restait traditionnelle. Les forêts et les cultures formaient toujours un continuum. Selon Descola (1986) l'*aja* (la ferme) était l'espace pour pratiquer cette activité. Son établissement impliquait la réappropriation d'un morceau de forêt secondaire anciennement socialisé (au moins trois générations). L'*aja* restait un système d'occupation et d'abandon successif de parcelles en fonction des cycles de maturation des

cultures : le maïs après trois mois, suivi par les haricots (*Phaseolus* spp.) après cinq mois, le manioc (*Manihot esculenta*) après huit mois et les bananes plantains (*Musa paradisiaca*) après un an. Après trois rotations de manioc (3 à 5 ans), l'*aja* était abandonnée en raison du travail croissant de désherbage. Cependant, une autre avait déjà commencé à être travaillée après la première année de vie de la première (Harner 1972).

Les sols préférés pour cultiver étaient toujours les *shuwin nunka* (terres noires). Des piles de ce type de sols organiques, ont été trouvés dans les sites nommés précédemment : le lac *Ayauchi*, *Santa Ana – La Florida* et la vallée du fleuve *Upano*. La transformation de la forêt en *aja* continuait à être faite par les hommes. Ils préparaient le terrain en coupant d'abord les arbustes et autres plantes de sous-bois, avant de couper les arbres, puis de procéder au brûlage dirigé. Le temps entre le nettoyage et le brûlage était d'entre trois semaines et deux mois, durant la saison sèche, le brûlage ayant lieu juste avant le début de la saison des pluies et étant suivi rapidement par le semis. Les femmes étaient toujours chargées du travail de désherbage. Une *aja* comptait en général une centaine d'espèces et de variétés *aramu* (des plantes cultivées, opposées aux plantes *ikiamia*, de la forêt). Parmi les tubercules, ils disposaient de manioc, de plusieurs variétés de patate douce et de taro, entre autres. Parmi les non-tubercules, ils disposaient d'arachides, courges, citrouilles, poivrons, tomates, oignons, bananes, ananas, papayes, canne à sucre, tabac, roucou, melon d'eau, coton, sapan, ainsi que des plantes piscicides, médicinales et hallucinogènes, en particulier (les noms scientifiques de ces espèces se trouvent aux appendices H et M). Les hommes étaient également chargés de tisser les vêtements de la famille avec du coton cultivé dans les *aja* et les teignaient avec différents métabolites végétaux.

Dans ce continuum de nature et culture, le prélèvement de produits dérivés de la biodiversité continuait d'être une pratique importante pour la subsistance. Jusqu'à la fin du siècle passé, des changements majeurs dans la pratique de cette activité, n'avaient pas été détectés. Les graines et les feuilles d'une douzaine d'espèces de palmiers étaient prélevées. Ils prélevaient et consommaient aussi certaines espèces de grenouilles, les larves de trois espèces de coléoptères, le miel de trois espèces d'abeilles, des fourmis coupeuses de feuilles (*Atta* sp.) et une espèce de

sauterelle. Ils ne consommaient aucune sorte de racine de plantes sauvages (Harner 1972). Il y avait une division sexuelle du travail, les femmes s'engageant dans l'horticulture et les hommes pratiquaient la chasse et la pêche.

La chasse était la principale source de protéines animales. L'introduction des fusils dans les SSE étudiés, à partir de la deuxième moitié du siècle XIX, a constitué un changement majeur dans la pratique de la chasse traditionnelle. Cependant, les espèces traditionnelles de gibier persistaient dans toute l'Amazonie (Balée 1989). Ces espèces étaient le pécari à collier, l'agouti, les écureuils, le lapin du Brésil, le daguet rouge et des singes : capucin à front blanc, hurleur roux, atèle Belzébuth, entre autres (Descola 1986). Persistaient également le jaguar, l'ocelot et d'autres espèces clés de voute. Entre les oiseaux les toucans, les perroquets et les pigeons, entre autres, étaient également chassés (les noms scientifiques de ces espèces se trouvent également aux appendices H et M). Jusqu'à la fin des années 1990, des armes traditionnelles s'utilisaient toujours pour pratiquer la chasse active. Des sarbacanes et des flèches empoisonnées au curare, permettaient de chasser des animaux de la canopée tels que les oiseaux et les singes. Pour chasser des animaux terrestres, ils utilisaient des fusils, parfois accompagnés de chiens. Les chiens passaient par un rite d'initiation, qui incluait la consommation d'un hallucinogène, *Datura*, pour qu'ils obtiennent des pouvoirs surnaturels. Les chiens étaient également importants pour protéger les *aja* de la dévastation causée par les grands rongeurs.

Par rapport à la pêche, les changements n'étaient significatifs non plus. Jusqu'à la fin du siècle passé, cette pratique restait traditionnelle. Les méthodes de pêche variaient entre attraper à la main les espèces qui s'accrochaient aux pierres par aspiration (*nayump'*), ou pêcher avec une corde et un hameçon (*tsau*), ou avec un filet rectangulaire (*neka*), ou bien avec un harpon (*tsentsanak*), ou encore avec le poison extrait des plantes piscicides (*entsa nijiakmámuri*) *timiu*, *masu* et *payash*. Le poison étourdissait les poissons qui restaient ensuite attrapés dans un piège en forme de cône appelé *washim*. Toutes les espèces de poissons étaient consommées, sauf deux espèces qui étaient interdites par des tabous.

La pratique de l'élevage a quant à elle été introduite après le contact. Cependant, l'intensité de cette activité a été restreinte jusqu'à la fin du siècle passé. Les vaches n'étaient pas élevées par les *Shuar*, mais toutes les familles élevaient des poulets, certains aussi des canards et très peu des cochons. Ces derniers étaient utilisés surtout dans les fêtes de victoire (égorgement des ennemis et réduction de leurs têtes) en remplacement des pécaris, qui étaient les proies traditionnelles pour ces événements.

3.3.3.2 Changements et survivances dans les connaissances écologiques traditionnelles

Certaines connaissances écologiques traditionnelles liées aux pratiques de subsistance sont restées presque intactes jusqu'à la fin du siècle passé. La langue *Shuar* qui était parlée par les jeunes et les adultes portait toujours les survivances liées à la connaissance socioécologique de la taxonomie locale de la biodiversité et de la mythologie. La mythologie et la taxonomie *Shuar* continuaient d'être un lien de continuité important entre nature et culture. Cependant, des changements majeurs, notamment des pertes, au niveau des croyances et de certaines pratiques spirituelles, comme le chamanisme, étaient aussi évidents.

Par rapport à la survivance de la taxonomie locale Descola (1986) a enregistré, dans les années 80, 262 noms de plantes, chacune correspondant à une espèce dans la taxonomie scientifique. Il n'y avait pas de terme spécifique pour faire référence au règne végétal. Les espèces végétales se regroupaient en trois catégories. La première était une catégorie d'existence, équivalente à une catégorie morphologique (arbre, *numi*; plante herbacée, *nupa*; gymnosperme, *cesa*; palmier, *shinki*; liane fine, *naek*; liane épaisse, *kaap* et arbuste à pépins *jinkiai*). La deuxième était une catégorie utilitaire (palmiers, *shinki*; essences fournissant du bois de chauffage, *jii*). La troisième était une catégorie latente, donnée par une fonction utilitaire potentielle (*yutai*, mangeable et *yuchatai*, non mangeable). Selon Descola, la taxonomie de la faune incluait 600 noms d'animaux. Les connaissances incluaient l'éthologie des espèces et la capacité d'imiter leurs signes sonores. En général, le succès des chasseurs se fondait plus sur la connaissance du comportement des proies que sur la maîtrise des techniques de chasse. Ils regroupaient les

espèces en taxons. Seulement deux de ces taxons correspondaient aux catégories biologiques (chauvesouris, *jeencham* et araignées, *tsere*), alors que les autres différaient. Le taxon *Yawa*, par exemple, intégrait plusieurs espèces carnivores de félidés et de canidés, parmi lesquelles le jaguar et le chien (*Canis familiaris*). Un autre correspondait au mode de capture employé : chasse (*kuntin*), pêche (*namak*) et pêche avec le piscicide barbasco (*tsarur*). Ensuite, il y avait les « taxons » dichotomiques : la faune domestique (*tanku*) et sauvage (*ikiamia*) ; la faune comestible (*kuntin*) et non comestible (*yuchatai*).

Par rapport à la survivance de la mythologie *Shuar*, leur système de croyances était encore connecté à la biodiversité et aux pratiques de subsistance dans les années 70 du siècle passé (Harner 1972). L'agriculture était liée à un système de croyances à propos de *Nunkui*, la Terre-Mère ou déesse de la moisson. *Nunkui* habitait dans les couches de sol cultivé et était la créatrice des plantes cultivées. Le mythe de *Nunkui* était associé à celui de *Jempe*, le colibri, qui avait transmis le feu aux humains, leur permettant de cuisiner les aliments. La fonction de *Nunkui* dans les *aja* était d'assurer l'harmonie entre les plantes cultivées, toutes dotées d'âme (*wakán'*) et de sexe (par exemple, le barbasco et les bananes mûres étaient masculins, la patate douce et la citrouille féminines, le manioc et les cacahuètes des deux sexes, alors que les papayes n'avaient ni sexe ni *wakán'*). Pour assurer la présence de *Nunkui* et l'harmonie dans les *aja*, les femmes chantaient des *anent* (chants magiques) pour toucher le cœur de *Nunkui* et des plantes cultivées. Elles possédaient aussi des amulettes de fécondité (*nantar*), des pierres, dont l'emplacement était signalé par *Nunkui* dans les rêves.

Également, selon Harner, un homme devait maintenir de bonnes relations avec le gibier et les esprits qui contrôlaient les animaux pour pouvoir chasser. Cette bonne relation était possible grâce à une cérémonie d'initiation de trois jours (*kusupan*) des jeunes chasseurs. Dans cette cérémonie, sous la supervision d'un ancien (*wea*), ils recevaient de la fumée de tabac dans les poumons et réalisaient des excursions de chasse dans la forêt, en alternance. Après l'initiation, ils expérimentaient des rêves de présage pour la chasse, des *kuntuknar*, et pouvaient établir des rapports avec les *kuntiniu nukuri*, des esprits équivalents à *nunkui* pour les animaux. Ces esprits

maintenaient avec chaque espèce d'animal sauvage, la même relation que les humains avec les animaux domestiques. Ces esprits étaient à la fois leurs chasseurs et leurs protecteurs. Quand les chasseurs tuaient sans besoin, les *kuntiniu nukuri* se vengeaient à travers une morsure de serpent. Le chef de chaque espèce animale était un *amana* à qui les chasseurs dédiaient des *anent* pour avoir accès au gibier. Les chasseurs comptaient également sur des amulettes *namur* faits de testicules de singes.

Les conditions symboliques pour pratiquer la pêche étaient semblables à celles de la chasse. Cependant, il n'y avait pas de cérémonies d'initiation pour les pêcheurs. Toutefois, ils disposaient également d'amulettes (*namur*) et devaient avoir eu des rêves de présage (*kuntuknar*). La croyance que les loutres (*wankanin*; *Pteronura brasiliensis*) étaient les maîtres des poissons et une métamorphose des esprits des eaux (*tsunki*) continuait. Il fallait donc établir une communication avec elles pendant les rêves. Les poissons ne possédant pas d'âme (*wakán'*), il était inutile de leur diriger des *anent*. Seuls les hommes avaient le droit de manipuler les plantes de barbasco, pour qu'elles ne perdent pas leur pouvoir.

Par rapport aux croyances spirituelles qui n'étaient pas directement liées aux pratiques de subsistance, elles l'étaient contextuellement à la biodiversité. *Arutam* a toujours été leur principale déité. C'était un esprit (*Íwianch'*) qui se manifestait à travers les autres déités (Karsten 1935). L'*arutam wakán'* était l'âme ou esprit éternel qui ne pouvait pas être tué par la violence, le poison ou la sorcellerie. Cependant, il pouvait être tué par une maladie contagieuse. Ils croyaient que l'*arutam wakán'* était dans le sang. Saigner équivalait donc à perdre l'âme. Ils croyaient qu'après la mort, le *wakán'* retournait à la maison où il était né, dans sa maison des esprits. Ces âmes avaient faim et chassaient tour à tour les âmes des oiseaux, des poissons et des mammifères qu'elles avaient chassés pendant leur vie humaine. Ainsi, quand ils voyaient des cerfs ou des hiboux dans des maisons abandonnées ou sur d'anciens sites de chasse, ils croyaient que c'étaient des incarnations temporaires d'âmes *wakán'*. Manger ces animaux impliquait manger des âmes mortes, ce pouvait causer la mort. Un *wakán'* habitait dans la forêt le temps

équivalent de sa vie humaine ; quand il mourait définitivement, il se transformait en un grand papillon (*wampank*) sur les ailes duquel des disques imitent des yeux de hibou.

Les gens ne naissaient pas avec un *arutam wakán*, ils le cherchaient en étant enfant (12 ans) en allant jusqu'à une cascade avec leur père. Ils restaient là jusqu'à cinq jours à jeun, en consommant de l'eau de tabac pour favoriser son apparition. S'ils ne pouvaient pas le voir, ils ingéraient, toujours en présence d'un adulte, l'un des six types de *maikiuwa* (*Datura arborea*), appelé *guanto* en espagnol. Ils pouvaient aussi consommer d'autres plantes hallucinogènes, comme du *natem* mélangé avec *yaji*, *parapara*, *tsentsemp*, *piripiri* ou *tipur* (Harner 1972). Par conséquent, même ces croyances qui n'étaient pas concernées par la pratique des activités de subsistance, impliquaient l'utilisation et l'attribution d'une importance symbolique à la biodiversité.

La culture *Shuar* a été historiquement déterminée par des guerres claniques internes lesquelles impliquaient l'égorgement des ennemis et la réduction de leurs têtes comme trophées. Le deuxième esprit que possédait les *Shuar* était le *Mesak*, couple vengeur de l'*arutam* s'il était tué. Le *mesak* devenait un *iwianch* ou diable, si la tête réduite (*tsantsa*) de l'assassiné n'était pas préparée comme trophée. L'*iwianch* se présentait alors sous la forme d'un serpent venimeux (*makanch*) ou non (*panki*) ou d'un grand arbre, chacun desquels pouvait chercher vengeance. Après la préparation de la *tsantsa*, une fête de victoire se célébrait pour assurer que l'*iwianch* de l'assassiné ne se venge pas (Harner 1972). On voit encore dans ces croyances et pratiques symboliques un lien survivant entre la biodiversité et les représentations cosmologiques des *Shuar*. Ces liens étaient encore évidents jusqu'à la fin du siècle passé. Cependant, vers la fin des années soixante-dix, la fête de la victoire, la fête des femmes (initiation de la vie adulte) et la fête des chiens (participation des chiens à leur première chasse) ne se pratiquaient plus. Survivaient encore à l'époque la fête du serpent (*nápmiámu*) et la fête du palmier pêche (*Uwí ijiámturma*), toutes les deux exprimant un clair lien socioécologique entre nature et culture.

La pratique du chamanisme chez les *Shuar* encore importante vers le début du siècle passé (Karsten 1935), était aussi liée à la nature à cause de l'utilisation de drogues hallucinogènes. Pour les *uwishin* (chaman en *Shuar*) la vie éveillée était une illusion. Les forces qui déterminaient la vie réelle étaient surnaturelles, elles agissaient dans le monde des rêves et ne pouvaient être vues et manipulées qu'à l'aide de la consommation de drogues hallucinogènes. Le *natem* (*Banisteropsis* sp), une liane qui contient des alcaloïdes, leur permettait de voyager dans le monde réel des rêves. Dans un état d'hypnose, ils pouvaient capturer des esprits auxiliaires, *tsentsak*, qui agissaient comme des flèches pour tuer leurs propres ennemis ou ceux des autres, ou, à leur tour, ils pouvaient extraire des *tsentsak* envoyés par des *uwishin* ennemis. Ces types de chamanes étaient des sorciers appelés *wawek* ou *yajauch uwishin*. D'autre part, les *uwishin* qui contrôlaient leur désir de lancer des "flèches" étaient des guérisseurs, des *penker uwishin* qui consommaient principalement du tabac et du *maikiuwa* (*Datura arborea*) pour guérir. Les chamanes *Shuar* sollicitaient toujours d'être payés avec des objets de valeur, surtout des armes à feu. Vers la fin des années 70 du siècle passé, seulement la pratique des *penker uwishin*, des guérisseurs, survivait.

3.3.3.3 Changements et survivances dans les institutions communautaires

L'organisation socio-politique traditionnelle impliquait la formation de communautés de 80 à 200 personnes, distribuées en 10 à 12 hameaux claniques riverains dispersés (entre 4 et 8 km) et adaptés à la topographie de la région en tant que facteur défensif (Taylor et Descola 1981). L'institution de la propriété et l'accès à la terre dans ce territoire reflétait le factionnalisme de la société *Shuar*. Chaque clan gouvernait de manière autonome dans son morceau de territoire. Ce contexte organisationnel provoquait une sorte d'anarchie sociale, exacerbée par une suspicion généralisée due à la présence des chamanes (*uwishin*). Ils croyaient que les causes de la maladie et de la mort étaient la sorcellerie pratiquée par ces *uwishin*. Par conséquent, la guerre interne institutionnalisée avait pour buts de réguler l'anarchie et de redistribuer le pouvoir (Vallée & Crépeau 1984). Vers le début des années 1960, cette organisation sociopolitique et ce cadre culturel traditionnels survivaient. Les pôles de stabilité sociale étaient encore les maisons claniques où se déroulait une vie de forteresse.

Après 1964 les *Shuar* se sont fédérés. La Fédération des Centres *Shuar* (FCS) cherchait à valoriser la culture *Shuar* et à abandonner l'idée de l'assimilation à la culture latinoaméricaine comme solution à leurs problématiques (Meiser 2015). Dans ce nouveau contexte, les guerres claniques, l'égorgement des ennemis et la pratique de la sorcellerie par les *wawek uwishin* (sorciers) se sont perdus. Ces pertes peuvent s'expliquer exclusivement par l'assimilation de la culture *Shuar* au mode de vie occidental latinoaméricain. Cependant, il y a eu plutôt une hybridation culturelle (García Canclini 1990). Par exemple, la propriété était maintenant communautaire, mais gardait son caractère individuel. Chaque chef de clan pouvait donner ou échanger sa terre, même la vendre, mais en exclusivité à un autre *Shuar*.

Également, leur culture traditionnelle s'exprimait toujours, jusqu'au début des années 1980, à travers les pratiques d'agencement de la nature pour la subsistance et les connaissances écologiques traditionnelles. La transmission aux jeunes de ces pratiques et de ces connaissances, c'est-à-dire leur survivance, s'effectuait à travers des narrations par les adultes aux plus jeunes. Dans ce contexte d'hybridation et cohabitation culturelle, entre le mode de vie traditionnel *Shuar* et l'Occident latinoaméricain, la résistance du peuple *Shuar* à l'assimilation survivait comme l'une de ses caractéristiques plus importantes. Cette résistance, avant militaire, était dirigée maintenant de façon plus ou moins pacifique contre l'avancée de la colonisation, l'intensification de l'exploitation des ressources naturelles (en spécial les mines) et la déclaratoire des aires protégées dans leur territoire. Une autre institution de valeur pour la biodiversité survivait dans ce contexte : la réciprocité envers la nature. Encore vers la deuxième moitié des années 1980, Descola (1986) reportait que les chasseurs ne tuaient pas des herbivores qui s'alimentaient « en famille » dans leurs *aja*. En revanche, les chasseurs les tuaient quand ils s'alimentaient seuls dans les *aja*.

3.2.4 Conclusions

Des groupes protohistoriques *Shuar*, ont interagi entre eux et avec des groupes des cultures andines et des contreforts de la cordillère des Andes à partir d'il y a environ 6000 ans (Bush et al. 1989; Valdez 2013b). Ces groupes ont commencé l'histoire d'interaction socioécologique dans les SSE étudiés, à partir de la troisième étape précolombienne de peuplement de l'Amazonie. Au long de cette histoire, l'agencement humain de la nature pour la subsistance a été la caractéristique dominante dans les SSE étudiés. Les forêts et les sites de cultivation formaient un continuum qui supportait une biodiversité semblable à celle retrouvée présentement. Parmi cette biodiversité, des espèces de gibier contemporain se chassaient. Même situation pour la pêche et la collecte de produits non-forestiers. Suite au contact, des outils technologiques occidentaux, en particulier les armes de feu ont modifié la pratique de la chasse et de la pêche. L'élevage d'animaux de basse-cour a été introduit. Cependant, la population indigène et non indigène n'était pas nombreuse et la pratique de l'agriculture est restée traditionnelle. Par conséquent, des évidences d'impacts majeurs dans les SSE n'ont pas été repérées. Ces changements n'ont pas laissé de trace non plus dans la culture *Shuar*.

Les connaissances écologiques traditionnelles guidaient cet agencement humain de la nature pour la subsistance. La langue *Shuar* portait ces connaissances lesquelles incluaient la taxonomie et la cosmovision locales. En résumé, les connaissances écologiques traditionnelles reflétaient un principe directeur : tous les êtres vivants possédaient des attributs d'humanité et étaient régis par les mêmes lois que la société humaine. Presque toute la mythologie était dédiée à expliquer comment les plantes et les animaux avaient acquis leur apparence à partir de leurs ancêtres anthropomorphes qui auraient maintenu des relations avec les anciens *Shuar*. Les pratiques de subsistance et les connaissances qui les guidaient, étaient alors des institutions communautaires et traditionnelles qui exprimaient aussi la valeur de la biodiversité. D'autres institutions communautaires traditionnelles de valeur de la biodiversité ont également survécu : la réciprocité envers la nature, la résistance sociale (qui revendique la légitimité de l'utilisation

de la biodiversité et définit l'histoire du peuple *Shuar*) et l'organisation de la propriété dans le territoire *Shuar*.

L'avènement du contact et de la république, jusqu'à la première moitié du siècle passé n'a pas changé de façon significative cet état des choses. Les grands changements se sont présentés dans la deuxième moitié du siècle passé comme conséquence de l'avancement de la colonisation. Les colons se sont appropriés de grandes portions du territoire *Shuar* traditionnel et l'ont transformé en un espace de production dédié à l'élevage et dans une moindre mesure aux monocultures. Cet avancement néo-colonisateur a résulté aussi en l'intensification de l'extraction de ressources naturelles non-renouvelables (exploitation minière) et en l'expansion des efforts de protection d'un espace perçu maintenant comme important pour la conservation de la biodiversité. Au cours de ce processus néo-colonisateur, la tendance des *Shuar* à accepter certains éléments technologiques et socioéconomiques de la culture occidentale latinoaméricaine, avec une vision utilitaire, s'est poursuivie. La dynamique culturelle amorcée, d'appropriation de ce qui était étranger mais utile, a été consolidée (Meiser 2015).

Le résultat de cette dynamique a été l'adhésion hybride de part des *Shuar* à deux matrices culturelles (García Canclini 1990). Un des exemples de cette hybridation culturelle à la fin du siècle passé a été la cohabitation du catholicisme latinoaméricain avec la cosmovision *Shuar* traditionnelle. Il y a eu un changement dans leurs croyances spirituelles. Cependant, ce changement a été modulé ou régulé par la survivance de la mythologie traditionnelle. Vers la fin du siècle passé, *Arutam* leur dieu principal, cohabitait maintenant avec le dieu chrétien (Meiser 2015). En fait, ils étaient maintenant le même. Par conséquent, l'épaisse couche de croyances traditionnelles du peuple *Shuar* se recouvrait maintenant d'une mince couche de croyances chrétiennes. Jusqu'à la fin du siècle passé, la mythologie traditionnelle continuait d'être bien connue par les adultes et été toujours enseignée aux enfants dans les écoles bilingues. Dans ces écoles les mathématiques étaient enseignées en espagnol, ainsi que la grammaire, l'orthographe et la syntaxe de cette langue, alors que les pratiques de subsistance et la mythologie étaient enseignées en *Shuar*. Des routes traversaient le territoire *Shuar* et dans les

fleuves, les pirogues traditionnelles partageaient maintenant l'espace avec les « *peques* » (canots motorisés modernes).

En résumé, il est difficile d'établir dans le présent le degré précis de changement ou de continuité socioculturelle dans les SSE étudiés. Il est également difficile de se prononcer sur les continuités écologiques. Cependant, des évidences socioculturelles de ces continuités ont été retrouvées dans le registre fossile : la culture de maïs et de cacao, ainsi que la culture d'espèces de palmiers se pratiquait depuis plusieurs milliers d'années. Les structures écosystémiques de la flore et la faune étaient semblables aux présentes. Par conséquent, des survivances socioculturelles et écologiques liées aux pratiques de subsistance, aux connaissances écologiques traditionnelles et aux institutions communautaires ont survécu jusqu'à la fin du siècle passé.

Le prochain chapitre présente les résultats sur les deux éléments qui font l'objet de cette recherche : d'abord, une adéquate compréhension de la valeur socioculturelle actuelle de la biodiversité tant pour les colons comme pour les *Shuar* et ensuite les changements et survivances socioécologiques qui déterminent cette valeur socioculturelle de la biodiversité. Les changements et survivances socioécologiques identifiées dans le présent chapitre permettront de garder une perspective historique adéquate. Les survivances pourront alors être analysées aussi en fonction de son importance historique pour soutenir la capacité de résilience des SSE étudiés.

CHAPITRE 4

RÉSULTATS ET INTERPRÉTATION

La première partie de ce chapitre analyse les informations obtenues dans les hameaux du micro-bassin du fleuve *Jambué* et dans le hameau *Nuevo Paraíso* du micro-bassin du fleuve *Numpatkáim*, habités tous les deux exclusivement par des colons. La première sous-section, établit leurs principales caractéristiques socioéconomiques. La deuxième décrit leurs activités de subsistance et la troisième, leurs connaissances écologiques traditionnelles. De plus, leurs institutions de conservation sont analysées dans la quatrième sous-section. Enfin, un bilan des valeurs de la biodiversité et de la résilience de SSE est établi. La deuxième partie analyse les informations obtenues des participants *Shuar* du fleuve *Numpatkáim* et du centre *Martín Ujukam* sur le fleuve *Jambué*. Ces informations sont présentées suivant la même structure établie pour les colons. Il y a ici des références permanentes aux représentations cosmologiques et aux croyances survivantes des *Shuar*, concernées par la pratique de chaque activité de subsistance. De même, les acquisitions culturelles récentes qui concernent ces pratiques sont soulignées. Dans l'ensemble, un système de valeurs socioculturelles de la biodiversité, différent du système de valeurs socioéconomique des colons, est explicité dans cette section. Ce système de valeurs définit une interaction culturelle entre la nature amazonienne et la société *Shuar*.

4.1 Système socioécologique des colons

4.1.1 Situation socioéconomique et qualité de vie

Des 44 colons participants aux questionnaires, 29 (65,9%) habitent les hameaux *La Pituca*, *Santa Cecilia*, *Numbami* et *Romerillo Bajo* (5 197 hectares, localisés dans le micro-bassin du fleuve *Jambué*). Les 14 questionnaires restants (34,1%) ont été réalisés à *Nuevo Paraíso*, situé dans le micro-bassin du fleuve *Numpatkáim*. En ce qui concerne le genre, 17 personnes (38,6%) sont des femmes et 27 personnes (61,4%) des hommes. Ethniquement, tous les participants se sont auto-identifiés comme des métis (descendants d'ancêtres européens et d'indigènes). L'âge

moyen des participants est de 42 ans ; le plus âgé a 76 ans et le plus jeune a 20 ans. Le temps de résidence moyen dans ces hameaux est de 25 ans (étendue 2 à 52 ans). Dans le bassin du fleuve *Jambué* ce temps est de 21 ans (étendue 3-52 ans) et à *Nuevo Paraíso* 21 ans (étendue 2-34 ans). Par rapport à la croissance démographique, il faut signaler que de façon générale pour l'ensemble de l'Amazonie équatorienne, le taux de fécondité est tombé de 186 enfants nés vivants pour 1000 femmes en âge fertile en 1999 à 104 en 2004 (Onofa et al. 2012). Dans cette province, selon le recensement de 2010 (INEC 2010), la densité moyenne était de 9 habitants/km² (presque 7 fois moins que la moyenne du pays).

Les participants ayant vécu le plus longtemps dans la région et les plus âgés ont indiqué qu'ils étaient originaires de la province de Loja, où leurs parents étaient propriétaires de petites terres agricoles. La production agricole était faible, ainsi que les revenus. Cette situation de pauvreté n'avait pas d'issue, compte tenu de l'impossibilité de pratiquer l'élevage dans des parcelles aussi petites. Cependant, les facteurs qui ont décisivement poussé leurs parents à migrer ont été la sévère sécheresse de 1967 et 1968, le bas prix de la terre (jusqu'à 10 fois moins que dans la province de Loja) et l'entrée en vigueur de la Loi de réforme agraire de 1964. Actuellement, ils se considèrent tous comme paysans, un terme qui implique une identité liée au mode de vie rural (Meiser 2015). Onze participants (25%), un quart de l'échantillon, dépendent pour leur subsistance d'autres activités marchandes permanentes (e.g. construction), avec un salaire moyen mensuel de 570 USD. Les restants 34 participants (75%), ont informé qu'ils pratiquent ces activités marchandes de façon « intermittente ». Des 11 participants qui pratiquent des activités marchandes permanentes, pour neuf le principal revenu de subsistance est la bonification d'aide sociale (le *Bono de Desarrollo Humano*, de 100 à 150 USD mensuel par famille selon la situation) ou la retraite (également entre 100 et 150 USD mensuel pour les populations rurales). Certains sont aussi des ouvriers salariés qui travaillent dans le secteur de la construction à *Zamora* ou bien qui gardent le bétail des autres. En général, selon l'INEC (2010), ces emplois occasionnels durent rarement plus de deux mois et sont mal payés (revenu moyen mensuel de 215 USD).

4.1.2 Pratiques de subsistance

4.1.2.1 Chasse

La consommation de gibier est omniprésente dans l'Amazonie (Chaves et al. 2017). Dans le SSE du fleuve *Jambué*, 12 participants (29,3% de l'échantillon) pratiquent la chasse occasionnellement et consomment les proies capturées. Onze participants (25,0%) ne chassent pas, mais consomment parfois de la « viande de brousse » (gibier) achetée au marché de *Zamora*. Les 21 participants restants (47,7%) ne chassent pas, ni ne consomment de gibier; 19 d'entre eux se trouvent à *Jambué*. Pour eux, cette tendance est compatible avec la prédiction socioéconomique selon laquelle la consommation d'un bien préféré (la viande de bétail) augmente si son prix reste constant et si le revenu du consommateur augmente sur le long terme (Morsello et al. 2015). Si l'on considère que 23% des colons interrogés pratiquent des activités marchandes (sous-titre 5.1.1), il est possible que leur revenu soit acceptable, pour l'Équateur, et que leur consommation de gibier soit donc inférieure à la consommation de viande de bétail.

Pour ceux qui préfèrent la viande de bétail achetée au marché de *Zamora* ou dans les dépanneurs, le gibier pourrait se transformer en substitut et donc être plus demandé, lors d'une perte de revenus ou d'une escalade inflationniste (Morsello et al. 2015; Chaves et al. 2017). La première de ces possibilités, la perte ou la diminution des revenus, est vérifiée pour 52,3% de participants qui chassent ou consomment occasionnellement du gibier et qui ont des revenus plus faibles car ils ne pratiquent pas des activités marchandes. Pour eux, la chasse est donc une activité de subsistance. La deuxième possibilité, l'escalade inflationniste, est peu probable dans l'économie dollarisée de l'Équateur car aucune devise nationale n'est émise et l'inflation a été de moins de 1 % au cours des années 2017 et 2018. En suivant ces critères, on peut avancer que la chasse n'est pas une activité de subsistance pour 47,7% des participants, lesquels effectivement ne chassent pas, ni ne consomment de gibier.

Par rapport au 52,3% de participants qui consomment occasionnellement du gibier (qu'ils chassent ou non), plus de la moitié vivent à *Nuevo Paraíso*, à 116 km de *Zamora*, et le reste vit dans des hameaux du micro-bassin du fleuve *Jambué* qui font partie d'une sorte de banlieue rurale de la ville de *Zamora*. Les gens nés ou qui habitent dans des milieux forestiers ont une probabilité plus élevée de consommer du gibier (Morsello et al. 2015). Chaves et al. (2017) ont montré que les populations rurales et périurbaines consomment deux fois plus de gibier que les populations urbaines. Pour les colons de *Nuevo Paraíso*, la chasse pourrait être une activité occasionnellement de subsistance. Pour eux, le gibier peut agir comme substitut de viande en provenance des animaux d'élevage et se transformer en bien préféré (Nasi et al. 2011; Parry et al. 2014).

Au-delà de cette dynamique socioéconomique, plusieurs auteurs ont souligné l'importance socioculturelle de la chasse pour les populations de colons (Robinson & Redford 1991; Nasi et al. 2011; Morsello et al. 2015). Morsello et al. (2015) ont évalué l'influence des indicateurs socioéconomiques précédents, l'importance des dons de viande de gibier et d'autres normes sociales informelles, comme les tabous, sur la consommation de gibier. Ils ont conclu que le don de viande entre proches pour renforcer les relations sociales est le meilleur prédicteur de consommation de gibier. Également, les réseaux d'échanges sur les fronts pionniers reflèteraient l'importance socioculturelle de la biodiversité. Il existerait une circulation de biodiversité et de gibier entre différentes territorialités culturellement liées (Eloy & Empereire 2011; Quiceno-Mesa et al. 2014). Cependant, dans ce SSE dominé par des colons, aucun des participants n'a reconnu faire de dons de gibier et il faut se rappeler qu'ils sont plutôt liés territorialement et culturellement aux vallées andines, à la *sierra*. Ces réalités se reflètent également dans le Plan de Gestion du Parc National *Podocarpus*, lequel attache des valeurs socioculturelles à la biodiversité exclusivement pour les populations *Shuar* qui habitent les alentours du Parc, dans la zone de la cordillère du Cóndor (MAE 2014).

Le profil des 12 chasseurs parmi les enquêtés est peu diversifié et compatible avec les caractéristiques reportées pour les chasseurs opportunistes, ceux qui consomment autour de 65%

de leurs prises (Quiceno-Mesa et al. 2014). Tous ces chasseurs opportunistes utilisent exclusivement des carabines et préfèrent les zones forestières secondaires autour de chez eux pour chasser. Il n'y a pas eu dans l'échantillon des chasseurs « spécialisés », ceux qui commercialisent autour de 90% de leurs prises. Dix espèces sont chassées occasionnellement par ces chasseurs (appendice C) et elles ont reçu un total de 76 mentions. Ces 10 espèces reflètent ce que d'autres auteurs ont trouvé, à savoir que les mammifères, à cause de leur biomasse de viande consommable plus importante, sont plus chassés que les oiseaux, alors que les oiseaux sont plus chassés que les reptiles et les amphibiens (Robinson & Redford 1991). La moyenne d'espèces que les chasseurs disent chasser est de deux par chasseur, mais 10 participants chassent quatre ou cinq espèces. Les quatre espèces les plus chassées sont le tatou (*Dasypus novemcinctus*) et le daguet rouge (*Mazama americana*), avec 19 mentions chacun par le total de participants, suivis par l'agouti cendré (*Dasyprocta fuliginosa*), avec 17 mentions, et le pécari à collier (*Pecari tajacu*) avec neuf mentions.

La valeur écologique intrinsèque de ces quatre espèces les plus chassées est relativement faible. Toutes sont communes et peuvent vivre en forêt secondaire. Une espèce, le daguet rouge, est classé DD (données insuffisantes) par l'UICN, donc son statut de conservation est inconnu. On sait cependant que le daguet rouge est relativement peu abondant car il est un stratège *K*, produisant une seule cohorte par année composée en général d'une seule progéniture (Tirira 2017). Les autres trois espèces les plus chassées, le tatou, l'agouti cendré et le pécari à collier sont classées LC, préoccupation mineure. Ces espèces sont résilientes, des stratégies *r*, produisant jusqu'à deux cohortes par année composées chacune d'entre deux et quatre progénitures selon les espèces. Par conséquent, la pratique occasionnelle et relativement peu intense de la chasse dans cette zone ne devrait pas provoquer d'impact sur l'intégrité évolutive des populations de ces espèces et sur les fonctions écologiques du SSE du fleuve *Jambué*.

Dans la liste des 10 espèces chassées, seules deux espèces sont vulnérables face au risque d'extinction, soit le tapir du Brésil (*Tapirus terrestris*) et le tinamou tao (*Tinamus tao*). Cependant, elles n'ont été mentionnées comme proies que deux fois chacune. Le tapir du Brésil

est un périssodactyle, également stratège *K*, considéré un excellent disperseur de graines car il peut consommer de grandes quantités de fruits (Tirira 2017) et traiter optimalement les graines. Le tinamou tao est un oiseau habitant les forêts tropicales humides en bonne condition écologique (le SSE se trouve dans la zone tampon du Parc National *Podocarpus*); il est aussi un excellent disperseur de graines (Ridgely & Greenfield 2006). Des changements significatifs dans les population de ces espèces pourraient donc avoir des impacts importants dans la régénération des forêts (Nasi et al. 2011). Les quatre espèces restantes, en plus d'être peu chassées, sont des espèces communes dont la conservation n'est pas un problème. En résumé, la valorisation de la biodiversité à travers la description de la pratique de la chasse par les colons rend compte de l'interaction socioéconomique entre cette population appauvrie et la biodiversité. Cette interaction socioéconomique n'inclut pas des survivances socioculturelles. Cependant, elle inclut des critères écologiques intrinsèques.

4.1.2.2 Pêche

La pêche est aussi une activité occasionnelle de subsistance. Trente participants (68,2% de l'échantillon) la pratiquent et la consomment. La fréquence de cette pratique double celle de la chasse (29% de l'échantillon). Seulement cinq participants (11,4%) ne pêchent pas mais consomment occasionnellement du poisson acheté, alors que neuf participants (20,5%) ne pêchent ni ne consomment de poisson; un seul d'entre eux habite à *Nuevo Paraíso* (d'entre 14 enquêtés à cet endroit). Cette activité est donc plus importante pour les colons de *Nuevo Paraíso*, plus éloignés des centres urbains que pour ceux du fleuve *Jambué*, plus proches de la ville de *Zamora*. Dans cette logique, la viande de poisson est considérée, tout comme le gibier, un bien moins préféré en relation à la viande d'animaux domestiques. Par conséquent, la pêche n'est pas une activité de subsistance *stricto-sensu*. Elle est plutôt une pratique occasionnelle qui permet de compléter la consommation de viande d'animaux domestiques (Quiceno-Mesa et al. 2014; Morsello et al. 2015). Cependant, compte tenu de l'emplacement des hameaux du SSE du fleuve *Jambué* et de *Nuevo Paraíso*, la consommation de poisson pêché localement y est plus probable que dans la ville de *Zamora*. Vasco & Sirén (2019) ont montré une relation entre la

consommation de poisson par personne et le temps de voyage des communautés de résidence et les centres urbains.

En termes socioéconomiques également, selon Vasco & Sirén (2019), la consommation de viande de poisson diminue avec l'augmentation des revenus qui ne sont pas liés à des activités agricoles. Dans l'aire d'étude, les habitants des hameaux du micro-bassin du fleuve *Jambué* ont plus d'activités salariées et marchandes (sous-titre 3.2.1.3) et peuvent de ce fait accéder à des sources alternatives de viande, spécifiquement la viande en provenance de l'élevage, comme l'ont observé Vasco & Sirén (2019). Un autre aspect de nature socioéconomique doit être considéré pour la description de cette activité, quand le poisson est disponible en abondance (les deux micro-bassins contiennent des rivières dont l'état de conservation est adéquat), sa consommation peut être préférée à celle du gibier (Nasi et al. 2011). Un bien préféré en est un dont la demande augmente proportionnellement plus rapidement que le revenu (Parkin 2003).

La pêche, de même que la chasse, ne semblent pas être déterminées par des facteurs socioculturels. Des dons de poissons et d'autres normes sociales informelles de consommation n'ont pas été notés. Également, des évidences de l'existence de réseaux d'échange n'ont pas été consignées. Par conséquent, la description de cette activité rend compte d'une interaction socioéconomique entre les pêcheurs et les poissons. Cette relation se traduit également dans les techniques de pêches utilisées, qui n'impliquent pas des connaissances traditionnelles. Les pêcheurs utilisent la main (pour les espèces qui se fixent au substrat au moyen de leur bouche à ventouses), des cannes à pêcher, des hameçons et des filets. Ces techniques permettent que l'investissement économique pour se procurer les outils de pêche décrits soit inférieur à la valeur du produit obtenu pour la subsistance.

Les colons du *Jambué* et de *Nuevo Paraíso* pêchent un ensemble de dix espèces, parmi lesquelles ils préfèrent en moyenne deux espèces (maximum six) pour leur consommation. Ces dix espèces ont reçu 91 mentions de consommation (appendice C) en provenance de 30 consommateurs occasionnels de viande de poisson. Tous les participants seraient plutôt « des

pêcheurs diversifiés », qui consomment la plupart de leurs prises, selon les critères de Quiceno-Mesa et al. (2014). Il est important de signaler que *Bujurquina zamorensis* et *Oreochromis niloticus* (Tilapia du Nil) sont des espèces d'eau douce élevées pour l'alimentation (sous-titre 3.2.1). Ces deux espèces ont été mentionnées six fois (6,6% du total des mentions pour les espèces de poissons utilisés pour l'alimentation). La pratique de la pisciculture de ces deux espèces est marginale parmi les colons et elle est complètement artisanale. L'espace utilisé pour l'établissement des bassins, en général un par propriétaire, ne dépasse pas les deux mètres carrés. Les investissements dans cette pratique sont mineurs et ils impliquent seulement l'alimentation des poissons.

Par rapport à l'importance écologique des espèces pêchées, parmi les cinq espèces les plus pêchées seule *Chaetostoma branickii* est classée comme espèce vulnérable. Cette espèce appartient à l'ordre des siluriformes, qui inclut un quart des espèces des poissons d'eau douce de la planète et sont aussi les plus pêchées (Gray et al. 2015). C'est un herbivore benthonique nocturne, menacé par la pêche traditionnelle artisanale au *barbasco* (plante aux propriétés toxiques pour les poissons). L'écologie de cette espèce reste plutôt inconnue (Lujan & Armbruster 2011). Les autres espèces sont classées dans les catégories de « préoccupation mineure » ou « non évaluée », mais l'impact de cette activité dans la zone d'étude reste largement inconnu.

4.1.2.3 Agriculture

L'agriculture, entendue comme la production de végétaux pour la consommation, est pratiquée en permanence par 40 (91%) des 44 participants dans des *huertas*, c'est-à-dire des potagers de 0,01 à 0,04 ha. Cette activité est majoritairement de subsistance pour les colons. Une minorité de participants pratiquent aussi une agriculture semi-intensive à finalité commerciale. Cette fréquence de pratique de l'agriculture de subsistance est plus élevée que celle de la chasse ou de la pêche. Les potagers sont maintenus éloignés des forêts, pour empêcher la possibilité de dommages aux cultures et sont plutôt très proches (50 à 100 m) des maisons. Les facteurs

socioéconomiques liés à la productivité de l'agriculture sont la disponibilité de terre, d'eau, de travail, d'énergie, de machinerie (technologie), d'accès à des crédits financiers et d'accès aux marchés urbains (Altieri 1999a; Falconí 2002). La disponibilité de terre n'est pas un facteur limitant. Les propriétaires ont des exploitations d'une superficie de 30-80 ha (sous-titre 3.2.1.3). L'accès à l'eau de pluie n'est pas limitant et les conditions climatiques sont plutôt favorables (sous-titre 3.2.1.1). L'accès aux marchés urbains n'est pas non plus un facteur limitant. La ville de *Zamora*, et à partir d'ici le marché national, se trouve très proche du SSE étudié.

Cependant, les autres facteurs socioéconomiques peuvent être limitants. Premièrement il faut considérer que l'épaisseur de la couche superficielle de terre productive est très mince. Ensuite, la disponibilité de travail est limitée. La *minga*, l'institution traditionnelle de collectivisation du travail agricole pour obtenir une prestation réciproque de services, ne se pratique plus (sous-titre 1.1). Seule la main d'œuvre familiale est disponible, main d'œuvre d'ailleurs peu éduquée et peu spécialisée. En plus, des petites quantités d'engrais naturels et de pesticides sont occasionnellement utilisées. Finalement, l'accès au crédit est plutôt limité pour la plupart de la population. Seulement sept coopératives et trois fondations offrent des petits crédits pour les habitants dans toute la province. Ces crédits sont majoritairement dirigés au développement de l'élevage (GAD Timbara 2014). La pratique agricole des colons s'inscrit donc typiquement dans une économie de subsistance, où les produits sont consommés par le producteur et sa famille, permettant de limiter les achats de nourriture (Altieri 2009)

D'un point de vue socioculturel, la caractéristique la plus importante de la pratique de l'agriculture est sa complémentarité avec d'autres activités comme la chasse et la pêche pour générer une autarcie alimentaire et productive (Toledo & Barrera-Bassols 2008). Par conséquent, l'objectif d'atteindre, au moins partiellement, une autarcie alimentaire à travers la pratique de l'agriculture confère une apparente dimension socioculturelle à cette activité chez les colons. Cependant, la productivité agricole est profondément liée à une stabilité socioculturelle, c'est-à-dire à la conservation du contexte et de l'organisation institutionnelle qui a maintenu la productivité des systèmes agricoles traditionnels pendant des générations

(Altieri 1999a). Cette stabilité permet de transmettre les adaptations réussies à la pratique quotidienne de l'agriculture. Dans les populations de colons des SSE étudiées, cette stabilité existe depuis seulement deux ou trois générations (sous-titre 3.2.2.4). Par conséquent, la pratique de l'agriculture chez les colons ne comporte pas complètement cette dimension socioculturelle de l'activité.

Les participants ont nommé un ensemble de 14 espèces cultivées dans les *huertas*, qui ont été mentionnées 112 fois (appendice C). Ce nombre de mentions d'espèces cultivées est plus élevé que celui des espèces chassées et pêchées. Cela ratifie l'importance de la pratique de l'agriculture pour la structure des économies familiales des colons. Les cinq espèces les plus importantes sont *Musa paradisiaca* (19 mentions), *Brassica napus* (15 mentions), *Lactuca sativa* (14 mentions), *Zea mays* (14 mentions) et *Brassica oleracea* (11 mentions). La plupart des participants cultive aussi des aromates, mais ces espèces ne sont pas considérées importantes. La plus nommée est la coriandre (*Coriandrum sativum*). Du point de vue de la sécurité alimentaire, ces espèces domestiques assurent une partie de l'alimentation de la population des colons dans les SSE étudiés. Cette pratique n'implique pas non plus de menaces écosystémiques majeures, à cause de la faible superficie des *huertas*, même accumulée.

Les plantes médicinales utilisées par les colons sont cultivées dans les *huertas*, habituellement par les femmes et l'intensité de pratique de l'activité est semblable à *Jambué* et à *Nuevo Paraíso*. Vingt-cinq participants (56,8%) consomment des plantes médicinales et 19 participants (43,2%) cultivent des plantes médicinales. Un ensemble de 21 espèces ont été nommées par les participants (appendice C). Ces 21 espèces de plantes médicinales ont été nommées 70 fois. Les plantes médicinales sont utilisées par les colons pour soulager certains maux mineurs. Les maladies au sens strict, même les moins graves et les plus courantes, comme une grippe, méritent une visite immédiate au centre de santé public et sont traitées avec des médicaments et des produits pharmaceutiques qui leur sont prescrits et fournis gratuitement. Du côté culturel, dans le cadre d'un bon voisinage, les colons peuvent partager des petites quantités de certaines plantes médicinales et certaines « prescriptions » pour les maux. Dans ce contexte, les espèces de

plantes plus utilisées sont *Piper aduncum* (8 mentions), *Cestrum mariquitense* (7), *Solanum americanum* (7) et *Equisetum giganteum* (5). Du point de vue écologique, sachant que les plantes médicinales sont cultivées dans les *huertas*, l'impact écologique de cette activité est négligeable pour les SSE étudiés.

La minorité de colons du fleuve *Jambué* et de *Nuevo Paraíso* qui pratique une agriculture semi-intensive à finalité commerciale le fait sur des superficies plus grandes que celles des potagers (entre un et deux hectares). À *Nuevo Paraíso*, la monoculture de narangille (*Solanum quitoense*), de papaye (*Carica papaya*) et de banane plantain (*Musa paradisiaca*) est pratiquée. Dans ces espaces agricoles semi-intensifs, jusqu'à 100 plantes d'une de ces espèces sont généralement cultivées. Cependant, les profits qui peuvent être réalisés à travers cette pratique sont faibles. Par exemple, un régime de bananes se vend entre 2,50 et 3,00 USD et une papaye entre 1,00 à 1,25 USD (avec une marge de profit de 10% approximativement). Ces trois fruits sont produits tout au long de l'année. Dans le micro-bassin du *Jambué*, la monoculture du rocou (*Bixa orellana*) est aussi pratiquée et inclut jusqu'à 830 plantes par hectare, pour un revenu de 4800 USD par an. Cette agriculture semi-intensive implique des investissements, mais comporte aussi des formations gratuites et des acheteurs trouvés par des ONG. Cette activité agricole marchande et semi-intensive est contrôlée par les mêmes ONG.

4.1.2.4 Élevage

L'élevage est pratiqué par 21 participants (47,7%) et pour eux c'est l'activité la plus importante dans la structure de leurs revenus. Seuls deux de ces éleveurs (moins de 10% du total) se trouvent à *Nuevo Paraíso*. Les animaux d'élevage sont de deux types : bétail (bovin uniquement) et animaux de basse-cour (poulets, canards, dindons, lapins et cochons d'Inde). Il faut noter qu'aucune de ces espèces n'est native, sauf le cochon d'Inde. Les enquêtés possèdent soit du bétail (13 cas), soit des animaux de basse-cour (9 cas) ou les deux (un seul cas). Les animaux de basse-cour sont maintenus dans des petits enclos artisanaux. L'unité spatiale pour la pratique de l'élevage du bétail est le pâturage, localement connu comme *inverna* (grandeur minimale de

3 ha). En général, chaque propriétaire divise son pâturage en trois *potreros*, d'environ 1 ha chacun, pour faire des rotations. En moyenne, un animal occupe un *potrero*.

Trois facteurs déterminent la structure socioéconomique de l'élevage : travail de préparation et d'entretien des pâturages, alimentation des animaux et achat des animaux (Somwaru & Valdes 2004). Cette activité fonctionne comme un filet de protection pour les colons en les permettant d'affronter des situations inattendues. L'établissement des pâturages implique un travail manuel de transformation de la forêt (*socolado*) exécuté par chaque propriétaire et fait à l'aide de tronçonneuses et de machettes. Aucun investissement en technologie ou en gestion n'est fait. Les arbres qui pourraient avoir une valeur économique future (pour leur bois) sont épargnés, ainsi que ceux qui pourraient être utilisés pour la construction ou pour établir des clôtures autour des pâturages. Les participants estiment une « durée de vie » des pâturages dans la région de sept ans. Ensuite le processus recommence. Deux espèces introduites de graminées herbacées sont utilisées comme aliment du bétail (30 USD par hectare) : mélinis à petites fleurs (*Melinis minutiflora*) et kikuyu (*Pennisetum clandestinum*). En général, engrais naturels, pesticides et herbicides ne sont pas utilisés intensivement. Finalement, le prix d'achat d'un taureau ou d'une génisse est de 300 USD, et celui d'une vache adulte de 600 USD. Une vache produit jusqu'à cinq litres de lait par jour (0,50 USD par litre). Les producteurs possèdent en général jusqu'à quatre vaches (10 USD de profit par jour).

La pratique de l'élevage se fait donc dans des fermes familiales qui produisent extensivement du lait pour la subsistance ou pour fournir marginalement la demande du marché local de *Zamora*, laquelle est majoritairement remplie par l'industrie laitière nationale. Cependant, la fonction principale de l'élevage n'est pas la génération de revenus pour les familles. Elle est plutôt celle de « combler des lacunes » face à des fluctuations inattendues dans les revenus en cas de chômage ou d'offrir des « filets de protection » face à des dépenses non planifiées (maladies, voyages, accidents) (Cavendish 2003). Quand une contingence se présente, ils vendent une partie ou tous leurs animaux pour couvrir leurs dépenses. Il faut aussi noter que la plupart des colons possèdent des pâturages, mais ils n'ont pas tous nécessairement du bétail. Ils

disent alors qu'ils sont en train « d'avancer » leur établissement en attente du moment opportun pour acheter et introduire les animaux. Le principal problème auquel font face les colons qui pratiquent cette activité, est l'excès de pluie. Cet excès tue (*lancha*) l'herbe des pâturages laissant le sol à nu. Quand cela arrive, le propriétaire se voit obligé de vendre immédiatement ses animaux ou de louer une *inverna* pour un prix de 250 à 300 USD par mois.

Du point de vue culturel, il a été argumenté que l'importance socioculturelle de l'élevage se reflète dans le statut élevé qui est attaché à la possession de bétail (Dumont et al. 2018). Cependant, cette importance n'a pas été argumentée par les participants dans cette recherche. D'autre part, l'impact écologique de la pratique de l'élevage doit être analysé brièvement compte tenu de l'ampleur et de l'importance de cette activité pour les colons. Comme il a été montré par Southgate & Whitaker (2004), la pratique de l'élevage est basée sur une utilisation extensive du sol et elle est caractérisée par une faible productivité. Ces mêmes auteurs soutiennent que ces caractéristiques font de l'élevage une activité qui produit une importante dégradation forestière, c'est-à-dire des pertes écosystémiques partielles (Primack et al. 2001). Ces pertes endommagent la structure (diversité) et la fonctionnalité (processus) des écosystèmes et par conséquent les services et les contributions qu'ils offrent aux sociétés humaines.

Une autre forme de dégradation écosystémique résultant de la pratique de l'élevage est la fragmentation de l'habitat. La fragmentation de l'habitat peut provoquer l'isolement progressif des parcelles de forêt, affectant leurs processus écologiques (Wilcox & Murphy 1985). Cette fragmentation peut créer des barrières pour la dispersion et la colonisation des parcelles d'habitat original (e.g. dispersion des graines, quête alimentaire). Finalement, les parcelles de forêt naturelle qui résultent de la fragmentation produite par la pratique de l'élevage peuvent expérimenter de forts « effets de bordure ». L'effet de bordure est causé par la juxtaposition d'une parcelle de végétation naturelle à une parcelle d'usage des sols anthropique, dans ce cas l'effet de l'habitat transformé en pâturages sur les forêts naturelles qui l'entourent. Il se traduit par des changements dans la structure et le fonctionnement de la forêt dans une zone qui peut varier de taille. Par exemple, les vaches peuvent être laissées volontairement dans les parcelles

de forêt naturelle et manger certaines plantules ou les endommager en les piétinant. En résumé, l'élevage est une activité très importante pour les colons du point de vue socioéconomique, mais qui est hautement dommageable pour les forêts.

4.1.2.5 Prélèvement d'espèces forestières ligneuses et de bois de feu

Il faut se rappeler que la population se méfie de parler ouvertement de l'exploitation des espèces forestières ligneuses à cause des activités de contrôle exercées par le Ministère de l'Environnement. L'information obtenue a été extraite au moyen des huit entrevues semi-structurées dirigées à des commerçants légaux repérés pendant les questionnaires sur les activités de subsistance et de plusieurs sources bibliographiques secondaires. Ces commerçants ont identifié 10 espèces occasionnellement commercialisées (Appendice C). Dans la province de *Zamora Chinchipe*, sur 36 000 m³ de bois mobilisés légalement en 2011, 35% venaient de petits propriétaires. Bien que cela varie selon les espèces, un arbre peut fournir jusqu'à 0,50 m³ de matière ligneuse commerciale, ce qui correspond à 15 - 100 planches. Le prix de vente en bordure de route par planche est d'environ 4,50 USD. Dans la zone, le revenu annuel par propriétaire produit par cette activité peut varier entre 780 et 1490 USD (del Gato 2014).

Le prélèvement de bois de feu est pratiqué par 37 participants (84,1% des 44 participants aux questionnaires). Cependant, ce mode de cuisson n'est utilisé que pour les légumes secs à cause du temps de cuisson. Pour préparer les autres aliments, les participants utilisent des cuisinières au gaz. Un ensemble de 10 espèces sont prélevées (Appendice C) et elles ont été nommées 71 fois. Les plus nommées sont : *Inga sp* (18 mentions), *Psidium guajava* (8 mentions) et *Piptocoma discolor* (7 mentions).

Du point de vue socioéconomique, l'exploitation d'espèces forestières ligneuses est artisanale. La coupe est réalisée avec des tronçonneuses et le débardage est fait par des mules. Chaque propriétaire est chargé de sa propre opération pour réduire les coûts de main d'œuvre (40 USD par journée). Par conséquent, cette exploitation est inefficace. Le rendement d'un arbre, en bois

utilisable, arriverait à seulement 30% (Mejía et al. 2013). La stratégie utilisée par les colons pour vendre les planches de bois consiste à les laisser en vue le long de la route en attendant l'arrivée d'un acheteur. Ce bois serait destiné majoritairement à la province de *Loja*, dans les Andes, et au marché local de *Zamora*. Cependant, malgré la proximité de ces deux marchés urbains et l'existence de routes pour mobiliser le bois, ces facteurs socioéconomiques n'incitent pas l'exploitation forestière dans la zone d'étude. Il ne faut pas oublier que les deux SSE se trouvent dans la zone tampon du Parc National *Podocarpus*, où le contrôle exercé par le Ministère de l'Environnement restreint la pratique et l'intensité de cette activité. Or, de même que pour l'élevage, la principale fonction de l'exploitation forestière n'est pas d'augmenter les revenus, mais plutôt de fournir une « police d'assurance » pour les familles (Cavendish 2003).

Du point de vue écosystémique, trois espèces d'importance forestière sont les plus exploitées dans l'Amazonie équatorienne (Carrasco et al. 2013), dont deux (*Otoba acuminata* et *Cedrelinga catenaeformis*) ont été aussi rapportées dans le SSE du fleuve *Jambué*. Aucune de ces deux espèces n'est classée dans une catégorie de menace de l'UICN. Cependant, *Swietenia macrophylla*, une espèce moins préférée, est classée vulnérable par l'UICN. Cette espèce est une des essences les plus précieuses dans les Néotropiques et elle joue un rôle écologique important suite à des perturbations naturelles ou anthropiques subies par les forêts (Verwer et al. 2008). Ces processus de succession écologique soutiennent la formation de nouvelles communautés biotiques (Lomolino et al. 2006). Il faut se rappeler que le ministère de l'environnement contrôle également le développement de l'activité forestière. Du point de vue socioculturel, cette activité est liée aux régimes de propriété, d'accès et de gestion des ressources forestières. Ces régimes seront analysés plus en détail au sous-titre 5.1.4. Cependant, je peux avancer que ces régimes ont une nature plus socioéconomique que socioculturelle.

Concernant l'utilisation de bois de feu, les trois espèces mentionnées ne sont pas incluses dans des catégories de menace de l'UICN. Les participants disent prélever, en général, toutes les branches d'arbres tombées au sol ou tous les arbustes secs (27 mentions). Certains appliquent la stratégie de prélever du bois après une crue dans le fleuve, laquelle entraîne des arbustes et

des branches d'arbres. Le prélèvement de bois de feu ne semble pas être une activité importante pour la structure socioéconomique des familles des colons. Elle joue un rôle complémentaire et marginal. Une importance socioculturelle de cette activité n'a pas été identifiée non plus. Finalement, son impact écologique relatif, considéré déconnecté du prélèvement d'espèces forestières ligneuses, semble également négligeable.

4.1.3 Connaissances sur les pratiques de subsistance

La biodiversité est un facteur de production pour les activités de subsistance des colons. Ces activités sont de nature socioéconomique et elles sont régulées par l'État, en raison de l'emplacement des SSE étudiés dans la zone tampon du Parc National *Podocarpus*. Elles permettent de compléter le revenu ou l'approvisionnement des foyers ou de leur procurer un « filet de sécurité » en cas de contingences. Cette nature socioéconomique des pratiques de subsistance des colons devrait correspondre à des connaissances d'une nature équivalente. Par conséquent, des connaissances techniques devraient les guider. Avant de vérifier ou réfuter cette présomption, il faut souligner que la nature socioéconomique ou socioculturelle des activités et des connaissances qui les guident n'est pas une caractéristique intrinsèque des groupes humains qui les pratiquent, résultante d'un cheminement social évolutif de réussite ou d'adaptation. Cette nature résulte simplement de différences dans la structure et la rationalité organisationnelle des groupes sociaux (Feyerabend 2013).

Dans ce contexte, les connaissances des colons de l'écosystème amazonien ne sont pas locales. Elles sont traditionnelles, mais elles ont été forgées et acquises dans les vallées andines et les páramos. Il faut considérer que le sens de la subsistance est différent pour chaque communauté en fonction de leurs ethnies, géographies, économies et histoires (Nazarea 1999b). Cependant, les connaissances des colons liées au travail de la terre leur ont permis de s'engager progressivement dans les activités de subsistance en Amazonie. Ensuite, elles ont été adaptées au contexte local par la méthode de l'essai-erreur pendant qu'ils maintenaient encore leur base de subsistance dans les Andes. Cette étape de transition progressive de jusqu'à deux ans, pouvait

signifier aussi un investissement financier pour engager un voisin déjà établi qui avait de l'expérience, pour apprendre à travailler la terre amazonienne. L'argent pour payer cette personne (20 USD par journée) s'obtenait (et c'est le cas encore pour les nouveaux arrivants) de la vente du bois présent sur leurs terres.

4.1.3.1 Connaissances sur la faune

Les participants voient des animaux sauvages tous les jours. Certains connaissent leurs noms et leurs zones de répartition locales approximatives. Aucun des participants ne connaît leur classification taxonomique ou leur écologie. Treize espèces sont connues (71 mentions) pour des raisons autres que nutritionnelles (appendice D). Trois de ces espèces, l'ours à lunettes *Tremarctos ornatus* (19 mentions), le puma *Puma concolor* (14 mentions) et le jaguar *Panthera onca* (14 mentions) sont les plus connues. Cinq raisons ont été mentionnées pour attribuer de l'importance à cet ensemble de 13 espèces : 1) Esthétique (9 mentions); 2) Nuisibles pour les cultures ou les animaux d'élevage (9 mentions); 3) Droit de vivre (8 mentions); 4) Sans importance (2 mentions); 5) Ennemis naturels de nuisibles (1 mention). Il faut noter que la raison « droit de vivre » dérive d'une valeur intrinsèque octroyée à la biodiversité. Cependant, une des deux premières raisons les plus mentionnées (nuisibles pour les cultures ou les animaux d'élevage) correspond à une valeur négative donnée à la biodiversité de la zone.

Les trois espèces les plus mentionnées (ours à lunettes, jaguar et puma) peuvent être considérées importantes pour maintenir la fonctionnalité écologique des SSE, car elles régulent la diversité locale à travers la prédation d'espèces ou l'herbivorie (Paine 1966; Mills et al. 1993). Par rapport aux connaissances écologiques sur les poissons et l'écosystème aquatique, les colons n'ont pas de savoirs significatifs.

4.1.3.2 Connaissances sur l'agriculture

Une diversité de 14 espèces de plantes comestibles est cultivée par les colons. Les facteurs socioéconomiques qui déterminent cette pratique (disponibilité de terre, d'eau, de travail, d'énergie, d'accès à des crédits financiers et d'accès aux marchés urbains) ne sont pas liés à des connaissances spécialisées. Certains de ces facteurs sont donnés géographiquement (disponibilité de terre et d'eau et accès aux marchés urbains). Les autres, étant donnée la petite échelle de l'activité, ne méritent pas des investissements économiques de la part des colons pour les obtenir ou les développer.

Dans ce contexte, les colons ont identifié six services écosystémiques offerts par la biodiversité qui affectent positivement leurs potagers. Au total, ces services écosystémiques ont obtenu un ensemble de 31 mentions (appendice E). Il faut considérer que la connaissance de ces services écosystémiques est généralisée chez les agriculteurs des vallées andines (Southgate & Whitaker 2004) d'où sont originaires les participants. Cependant, la structure et fonctionnalité des écosystèmes andins sont différentes de celles des forêts pluvieuses de l'Amazonie équatorienne, de même que l'échelle des activités pratiquées et par conséquent leurs effets. De plus, les colons ne connaissent pas les causes des services écosystémiques dont ils profitent. Par exemple, par rapport au SE le plus mentionné, l'apport d'engrais naturels, aucun des participants n'a su expliquer que les résidus organiques des forêts se transfèrent aux potagers avoisinants, accomplissant ainsi un apport en éléments nutritifs. En tout cas, leur intuition est correcte.

Du côté négatif, six catégories de dommages aux cultures ont été mentionnées 44 fois (appendice E). On peut tout d'abord apprécier que les colons reportent plus d'effets négatifs de la biodiversité sur l'agriculture que d'effets positifs. Par rapport au principal dommage identifié par les participants, l'avancement de la forêt sur les potagers et les pâturages, cette tendance à la régénération secondaire des forêts tropicales dans les contreforts des Andes a été aussi rapportée dans la littérature scientifique (Asner et al. 2009; Rudel et al. 2009). La régénération brute des forêts secondaires tropicales de l'Amérique du sud, pour la période 1990-2000, a été

estimée à 1.8% (Asner et al. 2009). Les implications positives de ces tendances pour la résilience des SSE seront discutées plus tard (sous-titre 5.1.6).

Quant à la biodiversité connue considérée positive pour la pratique de l'agriculture, deux espèces ont été nommées 10 fois. Premièrement, le ver de terre qui, selon les répondants, fournit des engrais naturels (9 mentions). Effectivement, les vers de terre sont des organismes détritivores qui se nourrissent de terre humide et de boue contenant des débris végétaux et d'autres déchets d'organiques. Collectivement, quand ils creusent pour manger, les vers de terre aèrent le sol et livrent des nutriments aux plantes (Altieri 1999b; Miller & Spoolman 2009). Ensuite, un participant a nommé les abeilles, sans distinguer une espèce particulière, comme pollinisatrices des cultures. Cependant, cinq ordres d'invertébrés ont été nommés 62 fois comme nuisibles pour les cultures (appendice D). Les larves des scarabées qui mangent les systèmes racinaires des cultures, toutes les espèces de criquets qui coupent et mangent les feuilles et toutes les espèces de fourmis « creuseuses » et herbivores, dominent les perceptions négatives des participants. Effectivement, les arthropodes sont nos compétiteurs les plus importants et les plus agressifs pour les aliments (Starr & Taggart 2001). Il faut souligner que les perceptions négatives des invertébrés, dépassent par plus de six fois les perceptions positives.

4.1.3.3 Connaissances sur l'élevage

La pratique de l'élevage est caractérisée par un manque de ressources financières et de connaissances techniques qui permettent son intensification et la minimisation des impacts écologiques et la maximisation des profits pour les familles. Pour donner un exemple, les participants savent que les soins de santé pour les génisses doivent être prodigués durant six mois à partir de la naissance, et qu'ils impliquent un investissement de 60 USD. Ils savent aussi que pendant cette période il est important de leur fournir des vaccins et des compléments nutritionnels.

Dans ce contexte de faibles connaissances techniques pour intensifier la pratique et réduire les impacts écologiques, les participants ont identifié trois catégories de bénéfices, mentionnés sept fois, associés aux forêts (appendice E). Cette vision peu positive des bénéfices ou contributions faites par l'écosystème amazonien à la plus importante de leurs pratiques de subsistance, reflète leur mécontentement face aux conditions biophysiques hostiles auxquelles ils doivent faire face. Pendant les entrevues, les participants mentionnaient en permanence, et avec un air mélancolique, les meilleures conditions édaphiques et climatiques présentes dans les vallées andines pour la pratique de cette activité. Les participants ont d'ailleurs identifié trois catégories de dommages, mentionnés 14 fois (appendice E), et quatre espèces de vertébrés nuisibles, mentionnés 22 fois (appendice D). Il faut considérer que les services négatifs ont reçu deux fois plus de mentions que les services positifs. Par rapport aux espèces identifiées comme nuisibles pour l'activité, aucune n'est considérée menacée par l'UICN.

4.1.3.4 Connaissances sur l'exploitation des produits forestiers

Les connaissances sur l'exploitation des produits forestiers devraient guider les colons vers un approvisionnement durable en bois, compte tenu de la fonction socioéconomique de l'exploitation du bois comme police d'assurance des familles. Les services écosystémiques fournis devraient également être connus. Cependant, ces présupposés ne se confirment pas. C'est plutôt le contrôle exercé par le ministère de l'environnement, dans le but de protéger le parc national *Podocarpus*, qui garantit contextuellement l'utilisation durable de ces forêts (sous-titre 5.1.4). La première étape pour la réalisation de cette activité est la reconnaissance des espèces utiles (bois de feu et espèces forestières à valeur commerciale). Ce processus d'apprentissage est fait par les nouveaux arrivants grâce à des conversations et à l'observation des activités pratiquées par ceux qui vivent depuis plus longtemps dans la zone. Ensuite, l'intuition et le sens commun jouent un rôle fondamental pour l'engagement dans ces activités. Ainsi, les arbres qui se trouvent dans les zones planes sont plus recherchés car il est plus facile de les tronçonner en planches sur le site. Sur un terrain pentu, le travail est plus exigeant et compliqué.

Les participants ont reconnu que le manque de machinerie et de connaissances techniques adéquates pour transformer les arbres en planches sur place sont les principales causes de l'inefficacité de l'exploitation forestière qu'ils pratiquent. Cependant, je pense que ce manque de ressources et de moyens pourrait aussi jouer un rôle important pour améliorer l'implémentation de la protection de la biodiversité et renforcer la résilience des forêts. De plus, pour l'ensemble du processus d'utilisation des ressources ligneuses, les connaissances doivent être liées à la compréhension des programmes forestiers et au fonctionnement des institutions environnementales du pays et à la disponibilité d'argent pour acheter les permis nécessaires. Par conséquent, le manque de ressources, de connaissances et de compréhension du fonctionnement des forêts et des programmes forestiers limite l'intensification de cette activité et de ce fait le renforcement de la résilience du SSE.

4.1.4 Institutions locales et gestion de la biodiversité

Au niveau de l'organisation sociale, deux institutions formelles sont présentes au jour le jour dans la vie des habitants du SSE du micro-bassin du fleuve *Jambué*, soit le gouvernement provincial, chargé d'exécuter et d'évaluer les politiques nationales de développement dans la province et le gouvernement autonome décentralisé (GAD) de *Timbara*, chargé d'exécuter et d'évaluer les politiques pour le développement de la paroisse. Le GAD de *Timbara* organise et régule le régime de la propriété foncière dans la zone d'étude. Au niveau du territoire de la paroisse (12872 ha), un quart, soit 3 475 ha, est occupé par les humains, et 46% de ces 3 475 ha sont des propriétés privées. L'occupation privée sans titre est de 35% et la propriété publique est de 19%. Approximativement un quart de cette superficie est dédiée à la production, dont 96% correspond à des pâturages (GAD Timbara 2014). La taille typique des propriétés est de 40 à 50 hectares (étendue 1-200 ha). La plupart des propriétaires gardent des liens sociaux (famille et amitiés) dans la province de *Loja*, dans les Andes. Cela est très important, car s'ils veulent vendre leur propriété, ils annoncent sa mise en vente à *Loja*. Une propriété typique de 40 ha vaut 20 mil USD (à *Loja* l'hectare vaut 10 mil USD).

La gestion de la biodiversité correspond exclusivement au Ministère de l'Environnement de l'Équateur (MEE). Sa mission est de garantir la mise en place d'un modèle durable de développement en respectant la diversité culturelle, la conservation de la biodiversité et la capacité naturelle de régénération des écosystèmes (MAE, 2015). Le Système national d'aires protégées (SNAP) est un outil fondamental pour développer sa mission. Le micro-bassin du fleuve *Jambué* se trouve entièrement dans la zone tampon du nord-est du Parc National *Podocarpus* et la zone de *Nuevo Paraíso* dans les alentours de la Forêt protectrice *Alto Nangaritza* et de la Réserve biologique *Cerro Plateado*. Ces deux AP font partie de la Réserve de la Biosphère *Podocarpus-El Cóndor*. Trente-quatre participants (77,3% de l'échantillon) savent que ces aires protégées existent et en connaissent l'objectif, soit la préservation de la biodiversité. Vingt-trois participants (52,3%) considèrent que cet objectif n'interfère pas avec leurs activités, 19 participants (43,1%) pensent que les AP interfèrent avec leurs activités et 2 participants (4,6%) ne savent pas.

Les enquêtés qui connaissent l'objectif de préservation des aires protégées ont identifié huit bénéfices, nommés 44 fois, et un inconvénient des AP (appendice F). La préservation des animaux, la purification de l'air et l'interdiction de travailler dans les AP afin de permettre à la forêt de survivre sont les trois raisons qui expliquent plus de la moitié des valeurs positives que les participants attachent à la préservation de la biodiversité dans les aires protégées. Cependant, il faut considérer que le seul inconvénient identifié, l'interdiction de couper du bois, a reçu 10 mentions, équivalentes aux mentions données au bénéfice le plus important attaché aux AP. Par rapport à la biodiversité qui se trouve en dehors des AP, 33 participants (75%) considèrent importante sa protection, six (13,6%) pensent qu'elle n'est pas importante et cinq (11,4%) ne savent pas. La protection de la biodiversité est jugée importante pour sept raisons nommées 54 fois, une seule desquelles est négative (appendice G). La fréquence de mentions des six raisons positives est partagée assez équitablement. Cependant, les deux raisons positives les plus nommées sont que la biodiversité nécessaire aux humains doit exister et qu'elle est une ressource importante pour les générations futures. La seule catégorie négative pour la protection de la biodiversité fait référence aux animaux nuisibles et aux ravageurs (6 mentions).

Par rapport à la gouvernance forestière, le MEE applique depuis 2008 le Système national de contrôle forestier. Ce système applique deux mécanismes de gestion : un programme d'incitatifs économiques (*Sociobosque*) pour maintenir les forêts et un programme de conseil forestier, dirigé à ceux qui décident de s'engager dans l'activité forestière en minimisant les impacts écologiques (Mejía & Pacheco 2013a). Ces outils légalisent l'activité et fixent les règles d'exploitation pour chaque mécanisme (De la Fuente 2014). Dans le SSE du *Jambué* et à *Nuevo Paraíso*, le mécanisme d'exploitation est l'utilisation forestière simplifiée. Les critères de gestion de ce mécanisme sont bien connus par la population concernée. Ils impliquent un diamètre minimal de coupe, une rotation des sites de coupe (tous les cinq ans), l'exclusion d'espèces en péril et une distance de 25 mètres entre les arbres qui seront coupés. Chaque propriétaire doit acheter un permis d'utilisation annuel (1500 USD) pour un volume donné d'arbres (e.g. 415 m³, équivalents à 84 arbres de *Sang-dragon*, *Croton lechleri*, une espèce de valeur médicinale et commerciale moyenne, sont équivalents à 7000 planches de bois à 4,50 USD par planche). Chaque permis est lié à l'émission par internet d'un guide de mobilisation pour le contrôle.

Finalement, quelques brèves réflexions sur l'organisation institutionnelle informelle des colons. Comme il a été déjà mentionné, la *minga* était l'institution andine de collectivisation du travail, (sous-titre 1.1) qui impliquait l'ensemble des familles d'une communauté pour obtenir une prestation réciproque de services. Cependant, elle ne se pratique plus dans sa forme traditionnelle. Il survit une forme modifiée de *minga*, adaptée aux économies marchandes, laquelle permet l'établissement d'infrastructures de base qui améliorent le bien-être communautaire. Le *jornal* était une autre institution traditionnelle de distribution réciproque de la force de travail, qui se payait originellement en nature. Il survit une forme intensive de *jornal* (sous-titre 5.1.2) payé en argent et qui pourrait être interprété comme un facteur socioéconomique (travail) naissant de production. Dans l'ensemble, ces institutions informelles reflètent deux valeurs importantes pour la subsistance de ces communautés rurales appauvries : la solidarité et la coopération (Cliche 1995). Ces deux valeurs socioculturelles imbriquées dans

le bon voisinage, n'ont pas de rapport direct avec la biodiversité. Cependant, elles joueront un rôle important dans le renforcement de la capacité de résilience des SSE (sous-titre 5.1.6).

4.1.5 Bilan des valeurs de la biodiversité

Les valeurs que les colons attachent à la biodiversité doivent s'interpréter dans le contexte socioécologique de leur interaction avec la nature. Cette interaction n'est pas celle d'une continuité entre nature et culture. En fait, pour les colons nature et culture sont deux ontologies séparées. La nature de cette interaction duale n'est pas bonne ou mauvaise, n'implique pas de mérite ou de défaillance. Elle implique simplement l'adéquate compréhension du contexte interprétatif de l'importance que les colons attachent à la biodiversité. Par conséquent, l'interaction entre les activités de subsistance des colons et la biodiversité est socioéconomique. En général, la relation entre le revenu des familles et l'utilisation de la biodiversité montre que l'utilisation de la biodiversité a tendance à diminuer avec l'augmentation des revenus. Elle a donc plus de valeur pour les plus pauvres. Ce patron, documenté dans la sous-section 5.1.2 correspond à une théorie classique présentée par Godoy & Bawa (1993).

Les colons du SSE du fleuve *Jambué*, plus connectés aux marchés nationaux, dépensent moins de temps à prélever des plantes et des animaux dans les forêts que les colons de *Nuevo Paraíso* dans le SSE du fleuve *Numpatkáim*. Également, les premiers consomment moins des produits en provenance de la nature et plus des produits en provenance de sources agroindustrielles. Ensuite, cette relation entre revenu et utilisation de la biodiversité affecte de manière semblable d'autres variables socioéconomiques (Godoy et al. 1997). Ainsi, un temps de résidence plus long dans une zone (droits de propriété assurés) peut correspondre à une réduction de l'effort de prélèvement et d'utilisation de la biodiversité. Plus le chef de famille est âgé ou éduqué, moins d'effort de prélèvement et d'utilisation de la biodiversité sont réalisés. Finalement, un plus grand attachement aux économies urbaines (travail salarié et proximité des marchés locaux) correspond aussi à une moindre importance de la biodiversité pour la subsistance. Il faut dire

que certaines activités de subsistance, qui affectent directement la biodiversité (comme l'élevage), fonctionnent comme des « polices d'assurance » pour les familles (Cavendish 2003).

La biodiversité apporte donc des bénéfices socioéconomiques à la population de colons. Ces bénéfices sont des services écosystémiques (SE) ou des contributions de la nature aux humains (CNH), qui peuvent être évalués monétairement (sous-titre 2.3). La biodiversité a cependant aussi des impacts négatifs, en provoquant des dommages aux activités humaines. Par conséquent, les bénéfices et les inconvénients apportés par les fonctions écologiques de la biodiversité sur les activités humaines (Wu 2013) à travers des SE ou des CNH sont des expressions de sa valeur (IPBES 2015). Pour leurs pratiques de subsistance, près de 80 espèces (appendice C) ont été identifiées. Dans la nature, 10 espèces de gibiers, 10 espèces de poissons et 20 espèces d'arbres sont prélevées pour la cuisson des aliments et le commerce du bois. Dans les espaces cultivés, 14 espèces de plantes cultivées ont une valeur pour l'alimentation ; 21 espèces de plantes médicinales cultivées sont importantes pour la santé; 10 espèces d'animaux ont une valeur pour l'alimentation (ceux de basse-cour) ou en cas de besoin économique (bétail).

Les CET des colons ont été forgées dans les vallées andines et les páramos, et elles sont essentiellement agricoles. Ces connaissances leur permettent de continuer à réaliser leurs activités dans un contexte environnemental différent. Cette déconnexion environnementale devrait être compensée par l'acquisition de connaissances techniques. Cependant, ce n'est pas le cas. Les connaissances « intuitives » qu'ils possèdent, basées sur leur savoir-faire agricole, détermine le caractère extensif et peu rentable de leurs activités productives. Quant à la faune, leurs connaissances ne sont pas connectées à la pratique de la chasse ou de la pêche. Cependant, 13 espèces d'animaux sont perçues positivement (appendice D). Selon les colons, les forêts apportent six SE positifs pour la pratique de l'agriculture (appendice E).

Du côté négatif pour la pratique de l'agriculture, un nombre semblable de fonctions et de SE dommageables ont été identifiés à travers les connaissances des colons (appendice E). Cependant, ces SE négatifs liés à la biodiversité sont plus significatifs pour eux (Suich et al.

2015). Les fonctions écologiques accomplies par deux espèces d'invertébrés ont été aussi nommées comme positives pour les cultures (enrichissement du sol avec des engrais naturels et pollinisation) et les fonctions de cinq ordres ont été nommées comme nuisibles pour les cultures. Par rapport à l'élevage, selon les colons les forêts fournissent trois SE positifs et trois SE négatifs (appendice E). Cependant, de même que pour l'agriculture, les SE négatifs sont plus significatifs. En plus, les fonctions écologiques accomplies par trois espèces ont reçu des valeurs négatives. Finalement, les connaissances liées à un prélèvement durable des produits forestiers n'existent pas. C'est le contrôle exercé par l'État qui remplace ce manque de connaissances locales sur le fonctionnement et la gestion durable des forêts.

Les institutions de gestion de la biodiversité reflètent également la perception socioéconomique de dualité entre nature et culture. Dans la zone d'étude, le MEE a établi deux AP et applique le Système national de control forestier. Ces deux outils institutionnels formels de gestion de la biodiversité, exogènes à la communauté, régulent son utilisation. L'existence des AP est connue par la population, ainsi que les implications de leurs objectifs de préservation. D'autre part, les institutions communautaires informelles n'expriment pas des valeurs liées à la biodiversité. La coopération et la solidarité exprimées à travers les *mingas* et les *jornales*, dans le contexte du bon voisinage, sont plutôt des outils de redistribution de la force de travail. Ces valeurs auront plus d'importance pour l'évolution des systèmes socioécologiques lorsqu'il s'agira d'aborder la question de leur résilience.

En général, les valeurs socioéconomiques octroyées à la biodiversité qui émergent de l'interprétation de la description des pratiques de subsistance, des connaissances écologiques traditionnelles et des institutions communautaires comportent des valeurs instrumentales et intrinsèques. Les valeurs relationnelles présentées dans le sous-titre 2.4.1 ne semblent pas se refléter dans cette valorisation. Or, ces valeurs socioéconomiques, instrumentales et intrinsèques de la biodiversité, conformément le capital naturel des SSE (sous-titre 2.2). Ce capital naturel produit des biens (renouveau naturel des populations de plantes et d'animaux) et des services écosystémiques (Costanza & Daly 1992). Un bilan de ces valeurs de la biodiversité

interprétées comme des SE identifiés par les colons est présenté dans la tableau 1, en fonction de la classification des SE du CICES (Haines-Young & Potschin 2018). Cette classification compte 83 classes de services de régulation, provision et culturels. Sur le fleuve *Jambué* et à *Nuevo Paraíso* 42 de ces services (50,6% du total) sont potentiellement disponibles, ceux qui correspondent aux écosystèmes terrestres et d'eau douce et qui ne dérivent pas des éléments abiotiques des écosystèmes.

Tableau 1 SE identifiés par les colons du fleuve *Jambué* et de *Nuevo Paraiso*.

Type	SE disponibles	SE utilisés
Provision	Cultures de plantes terrestres pour l'alimentation	X
Provision	Fibres et matériaux de plantes cultivées pour autres usages	X
Provision	Plantes cultivées pour fournir de l'énergie	0
Provision	Plantes d'eau douce cultivées comme aliments	0
Provision	Plantes d'eau douce cultivées pour autres usages matériaux	0
Provision	Plantes d'eau douce cultivées comme source d'énergie	0
Provision	Élevage d'animaux pour l'alimentation	X
Provision	Fibres et autres matériaux obtenus d'animaux d'élevage pour usage non-alimentaire	X
Provision	Élevage d'animaux pour fournir de l'énergie	0
Provision	Élevage d'animaux d'eau douce pour l'alimentation	X
Provision	Élevage d'animaux d'eau douce avec des pour autres usages matériels	0
Provision	Élevage d'animaux d'eau douce pour fournir de l'énergie	0
Régulation	Bioremédiation par la biodiversité	X
Régulation	Filtration/séquestration/accumulation de déchets par la biodiversité	X
Régulation	Réduction d'odeurs	0
Régulation	Réduction du bruit	0
Régulation	Contrôle des taux d'érosion	0
Régulation	Atténuation des mouvements de terre	0
Régulation	Régulation des flux d'eau	X
Régulation	Protection contre les tempêtes	0
Régulation	Protection contre le feu	0
Régulation	Pollinisation	X
Régulation	Dispersion des graines	0
Régulation	Maintien des populations et habitats	X
Régulation	Contrôle des pestes	X
Régulation	Contrôle des maladies	X

Tableau 1. Suite.

Type	SE disponibles	SE utilisés
Régulation	Processus d'altération de la qualité du sol	X
Régulation	Processus de décomposition et d'amélioration de la qualité du sol	X
Régulation	Régulation de la condition chimique des fleuves par les êtres vivants	0
Régulation	Régulation de la composition chimique de l'atmosphère	X
Régulation	Régulation de la température et de l'humidité	X
Culturel	Interactions immersives favorisant la santé, la guérison ou le plaisir	X
Culturel	Interactions passives ou observationnelles favorisant la santé ou le plaisir	0
Culturel	Caractéristiques des systèmes vivants permettant l'enquête scientifique ou la création de CET	0
Culturel	Caractéristiques des systèmes vivants favorisant l'éducation	0
Culturel	Caractéristiques des systèmes vivants compatibles avec la culture et le patrimoine	0
Culturel	Caractéristiques des systèmes vivants permettant des expériences esthétiques	X
Culturel	Caractéristiques des systèmes vivants qui ont des significations symboliques	0
Culturel	Caractéristiques des systèmes vivants qui ont des significations sacrées	0
Culturel	Caractéristiques des systèmes vivants utilisées pour le loisir ou l'acquisition de représentations mentales	X
Culturel	Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence	X
Culturel	Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur patrimoniale	0

Tableau 1. X : SE potentiel identifié; 0 : SE potentiel non-identifié.

Au total, 20 services écosystémiques ont été identifiés : cinq de provision (i.e. d'approvisionnement de ressources naturelles), 11 de régulation et quatre culturels. Les 20 SE identifiés dans cette recherche représentent un peu moins du quart des 83 services proposés par le CICES et presque la moitié des 42 SE qu'il est possible d'utiliser ou s'approprier dans le SSE du fleuve *Jamqué* et à *Nuevo Paraíso*. Les services de régulation sont les plus souvent identifiés.

En général, dans les économies de subsistance, les SE de provision sont plus souvent identifiés que ceux de régulation et les culturels (Rodríguez et al. 2006).

Un bilan similaire a été fait pour la classification des contributions de la nature aux humains (CNH) de Díaz et al. (2018). La classification proposée par Diaz et al. (2018) compte 17 CNH : 10 de régulation, quatre matérielles, trois non-matérielles et une de maintien des options (pour les trois catégories de contributions). À la différence de la classification de Haines-Young & Potschin (2018), celle des CNH introduit partout la culture dans sa classification. Sur le fleuve *Jambué*, 17 des 18 CNH sont potentiellement disponibles, la seule non-disponible étant la régulation de l'acidification océanique.

Au total, plus des deux-tiers des CNH potentiellement disponibles, soit 12 sur 17, ont été identifiées : huit des neuf de régulation, trois des quatre matérielles, aucune des trois non-matérielles et celle de maintien des options (tableau 2). Il faut se rappeler que seulement la moitié des SE potentiels pour les colons ont été identifiés. Par conséquent, les CNH semblent identifier l'interaction socioculturelle intense entre les colons et la biodiversité mieux que ne le font les SE. Cependant, ce n'est pas nécessairement le cas : par exemple, les CNH non-matérielles n'ont pas été identifiées par les colons. L'approche des CNH est donc plus générique, mais cette généralité n'est pas un avantage, puisqu'elle semble résulter en une survalorisation de l'importance culturelle donnée à la biodiversité. Par conséquent, dans des contextes culturels marchands, où la relation entre biodiversité et culture est de nature socioéconomique, l'approche de valorisation des SE semble plus pertinente.

Tableau 2 CNH identifiées par les colons du fleuve *Jambué* et de *Nuevo Paraiso*.

Type	CNH disponibles	CNH Utilisées
CNH de régulation	Création et conservation de l'habitat	X
CNH de régulation	Pollinisation et dispersion des graines	X
CNH de régulation	Régulation de la qualité de l'air	X
CNH de régulation	Régulation du climat	X
CNH de régulation	Régulation de la quantité, de la localisation et de la temporalité de l'eau douce	X
CNH de régulation	Régulation de la qualité de l'eau douce	X
CNH de régulation	Formation, protection et décontamination des sols et sédiments	X
CNH de régulation	Régulation des risques d'événements extrêmes	0
CNH de régulation	Régulation des nuisibles et des processus biologiques	X
CNH matérielles	Énergie	0
CNH matérielles	Nourritures et aliments	X
CNH matérielles	Matériaux, accompagnement et travail	X
CNH matérielles	Ressources médicinales, génétiques et biochimiques	X
CNH non matérielles	Apprentissage et inspiration	0
CNH non matérielles	Expériences physiques et psychologiques	0
CNH non matérielles	Support des identités	0
Les trois CNH	Maintien des options	X

Tableau 2. X : CNH potentielle identifiée CNH potentielle non-identifiée.

Au total, 12 des 17 CNH potentiellement disponibles ont été identifiées (70% du total de CNH possibles) : huit des neuf de régulation, trois des quatre matérielles, aucune des trois non-matérielles et celle de maintien des options. Il faut se rappeler que seulement la moitié des SE potentiels pour les colons ont été identifiés. Par conséquent, un premier regard semble indiquer que les CNH reflètent, plus que l'identification des SE, une interaction socioécologique intense

entre les colons et la biodiversité. Ce n'est toutefois pas le cas. En plus, l'approche des CNH est théoriquement traversée par la culture, cependant les CNH non-matérielles lesquelles semblent beaucoup plus liées à celle-ci n'ont pas été clairement identifiées par les colons. En conclusion, l'approche d'identification des CNH semble plus générique grâce à la considération de la culture comme facteur déterminant de la valeur de la biodiversité pour les humains (Díaz et al. 2018). Cependant, cette généralité n'est pas un avantage. L'identification des CNH peut résulter plutôt en une survalorisation de l'importance culturelle donnée à la biodiversité par une population. Par conséquent, dans des contextes culturels marchands, où la relation entre biodiversité et culture est socioéconomique, l'approche de valorisation des SE semble plus pertinente.

4.1.6 Analyse de la résilience du SSE

Comme détaillé dans le cadre théorique (sous-titre 2.5) et dans le cadre méthodologique (sous-titres 3.1.2 et 3.1.4), l'analyse qualitative de la résilience proposée ici est basée sur la compréhension des interactions socioécologiques de Biggs et al. (2015c), en fonction de sept principes : diversité, connectivité, variables de contrôle, pensée systémique, apprentissage, participation et polycentricité. Cette analyse permettra d'évaluer la capacité des SSE de soutenir de manière viable un ensemble désiré de services écosystémiques (SE) face aux perturbations et au changement. De même, il faut se rappeler que l'unité productive dominante dans les SSE des colons est le pâturage (sous-titre 4.1.2.4). L'analyse de chaque principe fera une référence finale aux effets de la présence des pâturages sur la résilience du SSE. L'analyse de la résilience du SSE implique sa capacité à fournir des SE et des revenus dérivés de l'élevage et de l'extraction d'autres ressources naturelles. Ces SE et revenus dépendent de la durabilité des pâturages localisés sur les rives de la rivière et dans la vallée, et des forêts tropicales de montagne localisées sur les flancs de la vallée.

4.1.6.1 Diversité et redondance (P1)

Deux critères permettent d'évaluer ce principe de résilience des SSE : la diversité et la redondance (sous-titre 2.5). Par rapport à la diversité, le SSE se trouve dans une zone d'échange d'espèces, la dépression de *Huancabamba* (Parra 2012). Cette dépression est aussi une fenêtre qui permet l'échange d'espèces entre les basses terres des plaines de l'est et de l'ouest des Andes (Conservation International 1997; Guayasamin & Bonaccorso 2011). On y trouve donc une diversité considérable d'espèces : 1281 espèces de plantes vasculaires, 76 espèces d'oiseaux, 74 espèces de mammifères, 72 espèces d'amphibiens et 11 espèces de reptiles (sous-titre 3.2.1.2), alors que toutes les Andes tropicales sont considérées un point chaud de biodiversité (Mittermeier et al. 1999; Myers et al. 2000).

Une seule de ces espèces, le tapir (*Tapirus terrestris*), est classée vulnérable (VU). Cependant, le tapir est très peu utilisé. En général, ce même patron prévaut pour les espèces de poissons et de plantes utilisées. Par conséquent, la diversité biologique comme critère de résilience, ne semble pas menacée dans ce SSE. Cela est aussi important car la diversité biologique est attachée à la variété de réponses que différents éléments d'un SSE peuvent donner à une même perturbation (diversité de réponses). Par conséquent, les SSE comme celui-ci, avec un nombre considérable de composants, sont en général plus résilients aux perturbations que les SSE moins divers. Cependant, peu d'information est disponible sur les abondances des espèces présentes dans ce SSE. L'abondance est un paramètre de « distribution » de la richesse d'espèces et cela est important car une diversité d'espèces abondantes augmente le potentiel de diversités de réponses du SSE. Également, très peu (peut-être rien) est connu sur la similarité fonctionnelle de ces espèces, c'est-à-dire sur la performance équivalente d'une même fonction écologique par plusieurs espèces. Cette redondance fournit « l'assurance » de fonctionnement et donc de résilience du SSE (Kotschy et al. 2015). Ces informations, sur les abondances des espèces, permettraient de se prononcer de façon plus décisive sur le potentiel de résilience du SSE.

Quant à l'aspect social, la diversité d'éléments est moins évidente. Toutefois, ce manque de diversité peut favoriser l'obtention de consensus sur un certain nombre de questions. Un seul groupe social domine le SSE : les colons. Les colons ont interagi en moyenne 25 ans (sous-titre 4.1.1) avec l'écosystème amazonien. Par conséquent, des connaissances survivantes n'existent pas. En outre, leurs connaissances « socioécologiques » développées (Huntsinger & Oviedo 2014) ne se sont pas complètement adaptées au SSE. Du côté positif, certains colons pratiquent une diversité d'activités de subsistance pour compléter le revenu de leurs familles, en argent ou en « nature ». Cette diversité d'activités permet d'assurer une redondance qui améliore la sécurité des foyers, et de ce fait, la capacité de résilience du SSE (Scott 1977; Ellis 1998). Par exemple, une perte d'emploi peut être compensée par la vente de bétail ou de lait. Également, les produits de la ferme, de la chasse ou de la pêche occasionnelle, réduisent l'achat d'aliments.

De même que la diversité et la redondance des activités de subsistance, deux outils institutionnels complémentaires de protection de la biodiversité devraient renforcer la capacité de résilience du SSE : le Parc National *Podocarpus* et le Système national de contrôle forestier. Le parc renforce la résilience du SSE en fonctionnant comme un refuge de biodiversité et de services écosystémiques (Kotschy et al. 2015). Cependant, le programme de paiement de services écosystémiques *Sociobosque*, qui fait partie du système national de contrôle forestier ne s'applique pas dans ce SSE. Seul le programme de conseil forestier, dirigé à ceux qui s'engagent dans l'exploitation forestière, est appliqué. Également, le gouvernement provincial et le gouvernement autonome décentralisé (GAD) de la paroisse *Timbara* sont des institutions complémentaires pour répondre aux besoins de développement de la population du SSE. Cependant, il faut souligner que le soulagement ou la réduction de la pauvreté restent les facteurs socioéconomiques qui vont permettre en général de renforcer la résilience des SSE (Adams et al. 2004). Au total, il y a une faiblesse institutionnelle préjudiciable à la gestion de la biodiversité et à la réduction de la pauvreté. Le rôle spécifique de la gouvernance environnementale pour la résilience du SSE sera abordé de manière plus détaillée dans l'analyse du principe 7.

À l'échelle du pâturage, l'unité productive principale de ce SSE, il y a peu d'information locale sur les réponses des plantes et des animaux sauvages à leur établissement. Cependant, en s'appuyant sur un large éventail de littérature spécialisée dans d'autres SSE semblables, je peux dire que les effets sont négatifs. Certaines espèces liées aux dynamiques des successions secondaires peuvent malgré tout profiter de l'abandon des pâturages (sous-titre 4.1.2.4); ces espèces sont responsables de fournir d'importants SE. Il n'est pas non plus difficile de prédire, par exemple, que certaines espèces d'insectes liés aux services de pollinisation puissent bénéficier de cet abandon des pâturages.

En résumé, la richesse en espèces et l'endémisme dans la région du SSE sont considérables (Mittermeier et al. 1999; Myers et al. 2000). Cependant, la redondance fonctionnelle qu'offre la diversité biologique n'a pas été étudiée dans la région, ce qui est une source majeure d'incertitude. Par rapport à la diversité culturelle, un seul groupe ethnique est dominant dans le SSE et ce groupe, les colons, a un temps très court d'interaction avec l'écosystème. Des survivances culturelles dans l'agencement du territoire et les connaissances écologiques n'existent donc pas. Cela est une source de déconnexion socioécologique. Cependant, la diversité d'activités de subsistance peut améliorer la capacité de résilience du SSE. D'autre part, la pauvreté reste la principale menace pour la résilience du SSE.

4.1.6.2 Connectivité (P2)

La connectivité fait référence à la structure (composants d'un système) et à la force (intensité) des interactions socioécologiques (sous-titre 2.5). Dans le cas du SSE du micro-bassin du fleuve *Jambué*, la connectivité implique deux composants principaux : le SSE proprement dit et le Parc National *Podocarpus* (PNP) voisin. Le PNP pourrait jouer le rôle de source de biodiversité, tandis que le SSE serait un puits qui reçoit la biodiversité de la source. Une dynamique de puits-source pourrait donc avoir lieu (Dakos et al. 2015). Cependant, à ma connaissance aucune information n'existe sur la dynamique des processus de dispersion entre le puits et la source étudiés. Le patron théorique général de la dynamique des métapopulations indique que les

extinctions locales d'espèces peuvent être compensées par l'afflux d'espèces écologiquement équivalentes des alentours (Hanski 1991). Par exemple, il a été démontré que la diversité de plantes vasculaires est d'entre 10% à 18% supérieure dans des parcelles connectées à une source par des corridors biologiques que dans des parcelles non-connectées (Brudvig et al. 2009).

D'autre part, l'élevage, l'activité productive plus importante de la zone, peut réduire la connectivité entre le SSE et le PNP. Historiquement, des colons se sont établis ici au début des années 1960 et les paysages forestiers ont été fragmentés (del Gato 2014). Cette fragmentation n'est qu'une phase dans un processus spatial de transformation (Forman 1995) et peut avoir deux effets : dégradation et insularisation de l'écosystème forestier original. La dégradation des écosystèmes est due aux « effets de bordure », c'est-à-dire aux effets de l'interaction entre deux écosystèmes adjacents séparés abruptement par une transition, mais aussi à l'exploitation d'espèces à l'intérieur des parcelles rémanentes. Comme résultat, la structure et fonctionnalité des écosystèmes peut changer (e.g. abondance et distribution d'espèces), en particulier près de la ligne de contact (Murcia 1995). L'insularisation peut provoquer dans ce SSE des pertes de biodiversité liées à la réduction de la taille des populations d'espèces typiques de l'écosystème original, et à la diminution de la capacité de recolonisation (Wilcox & Murphy 1985).

La transformation du paysage que résulte est un processus qui se produit en plusieurs phases : la perforation consiste à faire des trous dans un habitat (e.g. des incendies forestiers). La dissection est le découpage d'un habitat par des routes ou des lignes électriques. La fragmentation est le fait de briser un habitat découpé en morceaux largement et inégalement séparés. Le rétrécissement est la diminution de la taille des fragments et l'attrition est leur disparition (Forman 1995). Dans ce SSE le déboisement entre la période 1989-2016 montre que le SSE se trouve dans la phase de rétrécissement, où la taille des fragments des forêts diminue. Des 5 197 ha du SSE, 3 504 ha (67%) étaient des forêts naturelles en 1989. En 2001, la perte nette de la couverture forestière (la récupération naturelle étant prise en compte) a été de 199 ha. Pour la période 2001-2016, la perte nette a été de 391 ha. La perte de couverture forestière s'est donc produite principalement entre 2001 et 2016. Pendant cette période la colonisation

s'est pourtant atténuée dans l'Amazonie équatorienne après l'accélération des années 80 et 90 (Rudel et al. 2009). Par conséquent, cette transformation du SSE s'explique peut-être par l'intensification de la transformation des forêts en pâturages (Figure 4).

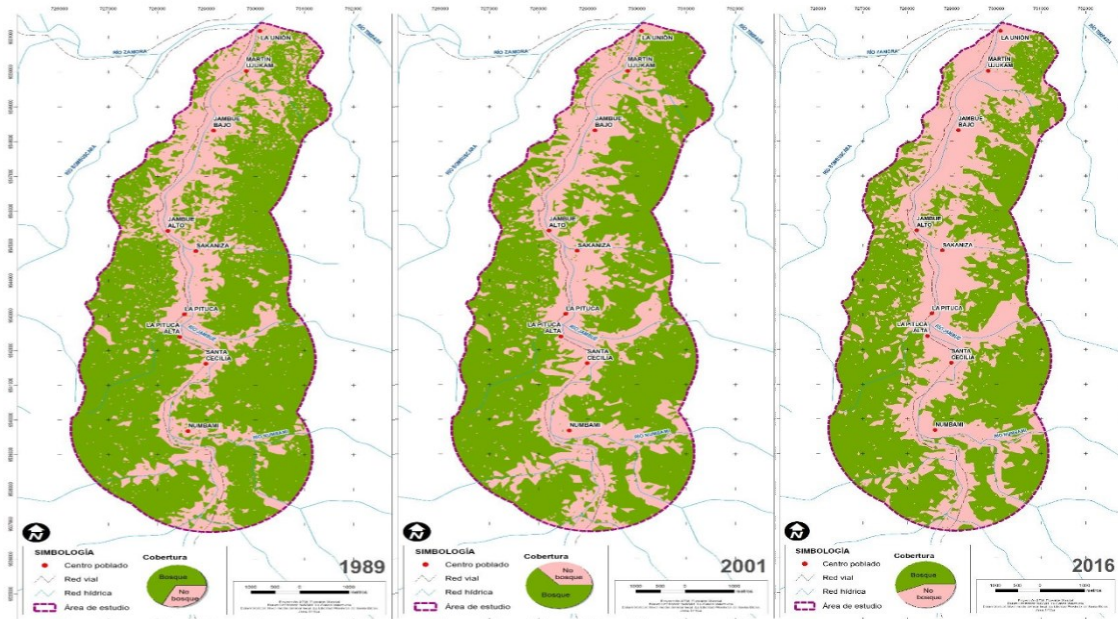


Figure 4 **Changement de la couverture forestière au fleuve *Jambú*.**

Dynamique de changement de la couverture forestière entre les années 1989, 2001 et 2006.

Malheureusement, aucune information scientifique n'existe pour le SSE étudié ou la région qui pourrait confirmer l'existence et le degré des effets de la fragmentation. Il faut ajouter que les autres activités de subsistance pratiquées dans ce SSE ne devraient pas produire de fragmentation. Spécifiquement, l'agriculture pratiquée dans les *huertas* (sous-titre 4.1.2.3) implique la transformation de très petites surfaces et est donc peu susceptible d'affecter la connectivité du SSE. Pour les pâturages, la situation est différente. Ceux-ci sont fortement connectés entre eux (figure 4). Par conséquent, la résilience du SSE peut se voir compromise si l'homogénéisation anthropique de l'écosystème à cause de cette activité continue. Cependant, il faut considérer que les espèces qui ont survécu dans des environnements historiquement

perturbés sont très résilientes (Gómez-Pompa & Kaus 1999), car une filtration des espèces moins résilientes face aux perturbations climatiques, écologiques et anthropiques se serait produite (Betts et al. 2019). Il faudrait établir si leurs populations se maintiennent viables et si elles peuvent donc contribuer à la résilience du SSE.



Figure 5 **Connectivité entre pâturages dans le micro-bassin du fleuve Jambué.**

Du côté social, la connectivité dépend des réseaux sociaux. Cette connectivité entre les différents acteurs d'un SSE améliore le partage d'information et permet de développer la confiance et la réciprocité nécessaires pour s'engager dans l'action collective (Dakos et al. 2015). Il a été démontré que l'action collective positive, guidée par des institutions (formelles ou informelles) fortes, est un élément important pour atteindre la résilience des SSE (Gibson & Becker 2000). La solidarité et la coopération, ainsi que les institutions informelles survivantes de la *minga* et le *jornal* (sous-titre 4.1.1), vont jouer sûrement un rôle important pour renforcer la connectivité sociale. Il faut cependant mentionner que la forte connectivité biophysique entre pâturages et la forte connectivité culturelle entre les colons, pourrait également avoir des

conséquences négatives. Quand un composant du SSE devient excessivement important, comme les pâturages, la résilience du système peut être menacée. Les éleveurs affirment, par exemple, que la propagation de parasites et des maladies (comme la fièvre aphteuse) se fait très rapidement. Du côté social, des comportements synchronisés négatifs, motivés par des rumeurs (e.g. des tueries « gratuites » de vaches commises par des ours à lunettes) peuvent déclencher une cascade de représailles injustifiées et socialement acceptées envers les ours.

En synthèse, deux composants biophysiques fortement connectés entre eux conforment la structure du SSE. Le PNP, qui est une source de biodiversité, et les *ranchos* (les propriétés foncières des colons), qui fonctionnent probablement comme des puits de biodiversité puisque la transformation des propriétés en pâturages fragmente le paysage produisant des effets de bordure et l'insularisation de l'écosystème forestier, interrompant la connectivité. Les *ranchos* menacent donc la résilience du SSE. Cependant, les évidences archéologiques confirment qu'une bonne partie des espèces animales et végétales survivent dans l'actualité dans ce SSE. Ce fait témoigne de la résilience du SSE. Du côté social, les acteurs sont connectés à travers d'un réseau social fort qui a permis le développement de la confiance et la réciprocité, deux valeurs qui renforcent la résilience du SSE.

4.1.6.3 Variables de contrôle et rétroactions (P3)

La structure des SSE est déterminée par des variables de contrôle, lesquelles changent lentement (sous-titre 2.5). Deux facteurs biophysiques semblent contrôler les SSE amazoniens : les précipitations et la biodiversité (Hirota et al. 2011; Willis et al. 2018). Les précipitations contrôlent en bonne mesure les patrons de répartition des forêts (Poorter et al. 2016), lesquels à leur tour affectent les patrons des précipitations à travers l'humidité (évapotranspiration) et l'échange d'énergie et de débit gazeux entre la surface terrestre et l'atmosphère (Spracklen et al. 2012). Dans ce cas, l'humidité et le débit gazeux sont des variables rapides qui affectent les précipitations. Les variables rapides sont plus transitoires et peuvent changer dans des délais de temps très courts; elles déterminent la dynamique du système à travers leurs interactions et

rétroactions. Dans les contreforts des Andes, la moyenne des précipitations est actuellement de 6 mm par jour (Joetzjer et al. 2013), mais les précipitations pendant le dernier maximum glaciaire (il y a 21000 ans) représentaient 58% des valeurs actuelles, alors qu'il y a 6000 ans elles en représentaient 142%. Malgré ces importantes fluctuations, pendant toute cette période, la forêt tropicale a été dominante (Wang et al. 2017), sans changer en savane (Haffer 1969) même dans les périodes plus sèches. Cela est un exemple du fonctionnement de la variable de contrôle « précipitation » fonctionnant entre des bornes historiques de ses variables rapides et des rétroactions qui tendent à maintenir le système dans une « inertie » dépendante de la configuration passée du SSE (hystérèse).

La deuxième variable de contrôle biophysique du SSE est la biodiversité. La biodiversité favorise la stabilité des fonctions écologiques à travers le temps (P1, sous-titre 4.1.6.1) et sa perte réduit l'efficacité des communautés biologiques à capter des ressources essentielles, à produire de la biomasse et à décomposer la matière organique pour produire des nutriments (Cardinale et al. 2012; Hisano et al. 2018). Des évidences archéologiques provenant de l'époque précolombienne (sous-section 4.1.6.1) confirment qu'une bonne partie de la biodiversité se maintient depuis 8000 ans dans ce SSE.

Les activités de subsistance, les connaissances écologiques et les institutions communautaires peuvent compter parmi les variables de contrôle de la dimension sociale du SSE (Turner & Berkes 2006; Olsson et al. 2015). Cependant, des recherches sur d'autres possibles variables de contrôle social manquent dans ce SSE et dans la région. Considérant ces méconnaissances, les activités de subsistance peuvent se comprendre comme des relations à long terme entre une communauté et ses ressources de base (Hunn 1999). Dans le cas des colons, les activités de subsistance reflètent leur interaction socioéconomique avec la biodiversité et cette interaction implique l'exploitation de la forêt et de ses ressources naturelles (Taylor 1994). Le niveau de pauvreté et la croissance démographique sont deux des principales variables rapides (Biggs et al. 2015a) liées à l'intensité de la pratique des activités de subsistance. La pauvreté persiste pour la majorité de la population rurale de l'Équateur. Cependant, cette situation est encore pire pour

les populations qui habitent dans ou autour des aires protégées (AP). Ainsi, il a été reporté que la pauvreté dans le pays était plus élevée pour les populations vivant dans ou près de 21 AP, très probablement à cause des interdictions d'utilisation des ressources naturelles (Kingman 2007). Il est donc possible que le PNP puisse fonctionner comme un piège de pauvreté ou au moins comme un facteur d'exacerbation de la pauvreté (Adams et al. 2004).

La deuxième variable rapide, la croissance démographique, est au ralenti (MAE 2014) et la densité de population reste faible avec neuf habitants par km². De façon générale le taux de fécondité est tombé de 186 à 104 nés vivants par 1000 femmes d'âge fertile entre 1999 et 2004 dans l'ensemble de l'Amazonie équatorienne (Onofa et al. 2012). Par conséquent, cette variable rapide ne devrait pas mettre en danger la résilience du SSE. Holland et collaborateurs (2009) ont aussi montré que la densité démographique, qui résulte, entre autres, de la croissance démographique, n'est pas un bon prédicteur par elle seule de dégradation environnementale. Historiquement, la tendance à la diversification des activités de subsistance (P1) survit dans la plupart des populations rurales des pays en développement (Ellis 1998). Cependant, cette tendance à la diversification des activités de subsistance a évolué dans les Andes, par conséquent la diversification pratiquée pourrait être mal adaptée à l'Amazonie.

La deuxième variable de contrôle de la résilience sociale est les connaissances écologiques (sous-titre 2.4.2). Ces connaissances écologiques ont été forgées dans les montagnes et les *páramos* de la cordillère des Andes. Par conséquent, elles sont probablement encore en processus de formation et d'adaptation au contexte biophysique de l'Amazonie. Même situation pour la troisième variable de contrôle de la résilience sociale, les institutions communautaires. L'institution chargée de la gestion de la biodiversité est le ministère de l'environnement. Il n'y a pas d'institutions communautaires dédiées à la gestion de la biodiversité. Survivent des versions postmodernes des institutions traditionnelles andines (la *minga* et le *jornal*) liées à la gestion du développement communautaire.

En résumé, dans le SSE étudié les précipitations contrôlent les patrons naturels de répartition des forêts (Spracklen et al. 2012; Joetzjer et al. 2013; Wang et al. 2017) et la fertilité relative du sol est plus importante là où la forêt persiste. Cette fertilité favorise la production de biomasse aérienne, laquelle peut soutenir des niveaux élevés de biodiversité (Poorter et al. 2016; Willis et al. 2018). Cette dynamique biophysique favorise la productivité et la durabilité des forêts face à de probables effets négatifs de changement des facteurs climatiques (Hirota et al. 2011; Willis et al. 2018). Elle permet également de fournir durablement des SE importants pour la subsistance humaine (Biggs et al. 2012). Du côté social, l'exploitation des SE génère des revenus pour la population et permet de soulager certaines conditions de pauvreté (Biggs et al. 2015c), même si cette condition persiste pour la majorité de la population du SSE. La croissance démographique continue mais lentement et étant donnée la densité de population, elle ne semble pas un facteur significatif affectant la capacité de résilience du SSE.

4.1.6.4 Pensée adaptative et cosmovisions (P4)

Il est fondamental de comprendre les cadres cognitifs ou cosmovisions des acteurs d'un SSE (Jones et al. 2011; Bohensky et al. 2015). Ces cadres cognitifs sont des constructions culturelles, « des habitudes mentales », qui fonctionnent comme des cartes pour interpréter et comprendre le monde (sous-titre 2.5). L'analyse des cosmovisions est par conséquent un aspect fondamental pour comprendre la capacité de résilience d'un SSE. Comme il a été montré dans la sous-section 4.1.2 et 4.1.4, le cadre cognitif des colons et des preneurs de décisions environnementales qui affectent le SSE est socioéconomique. La biodiversité et les écosystèmes naturels fournissent des ressources naturelles complémentaires pour la subsistance des colons. La gestion environnementale du SSE est basée sur l'application d'une approche d'ordre et de contrôle qui priorise la protection de la biodiversité dans le Parc National *Podocarpus* (PNP) et ses alentours. Ce cadre cognitif cherche à contrôler et à protéger la nature à travers l'application simultanée et souvent contradictoire d'une approche d'exploitation et d'une autre de conservation de la biodiversité appelées en ensemble « nature pour les humains » (Mace 2014).

Dans cette approche la gestion des SSE est linéaire, c'est à dire qu'elle part de la formulation d'un problème pour arriver à une solution optimale (Ludwig 2001). Dans cette gestion d'ordre et de contrôle, il n'y a pas de place pour l'incertitude (Funtowicz & Ravetz 1994), laquelle est essentiellement ignorée et les éléments constitutifs du SSE sont traités séparément en suivant la bonne vieille tradition cartésienne (Gingras et al. 1999). Également, cette approche de gestion se concentre sur la mitigation des impacts causés par les activités humaines sur les éléments biophysiques du système, et les décideurs se pensent rationnels et détenteurs d'informations complètes (Bohensky et al. 2015). Le plan de gestion du parc national *Podocarpus*, le système national de contrôle forestier et les plans de développement provinciaux et paroissiaux suivent tous clairement cette approche. Aucun de ces plans ne fait référence aux concepts de systèmes socioécologiques, de gestion adaptative, d'agencement humain, de résilience ou d'incertitude. Cela n'implique pas une défaillance de vision ou une qualité intrinsèquement négative de l'approche de gestion, mais implique simplement que l'approche d'ordre et de contrôle est appliquée dans le SSE.

Les participants connaissent plutôt bien les implications de cette approche de gestion pour la conservation de la biodiversité et le développement socioéconomique. La nature des interactions socioécologiques et les valeurs que les colons attachent à la biodiversité semblent également cohérentes avec l'approche d'ordre et de contrôle. Cependant, elle a le potentiel de donner lieu à des pièges sociaux de pauvreté et de ce fait d'endommager la capacité de résilience des SSE. Les pièges de pauvreté impliquent des situations auto-renforçantes liées à des choix ou à des relations sociales qui causent une pauvreté persistante et qu'il n'est pas facile d'éviter ou d'éliminer (Platt 1973; Barrett et al. 2011). Par exemple, un investissement productif nécessaire et positif pour le développement d'un SSE peut provoquer que les familles priorisent ensuite le travail des enfants pour maximiser les profits au lieu de leur éducation. Il est donc possible que les restrictions d'utilisation des ressources naturelles dans les zones tampon de certaines aires protégées fonctionnent comme des pièges de pauvreté en Équateur (Kingman 2007; Ferraro et al. 2011).

En résumé, une cosmovision de nature socioéconomique prévaut dans ce SSE, qui considère la biodiversité à la fois comme un facteur de développement et comme un élément qui doit être protégé. Cette cosmovision est propre des décideurs environnementaux et des communautés équatoriennes qui habitent dans les vallées andines et les páramos. Cependant, l'approche de gestion d'ordre et de contrôle qui découle de cette cosmovision échoue lorsqu'elle est confrontée à des problèmes complexes, c'est-à-dire à des problèmes qui requièrent de nombreuses considérations et l'acceptation de l'incertitude (Ludwig 2001). La construction d'une pensée adaptative locale qui relie adéquatement cette cosmovision à la complexe interaction socioécologique des colons avec leur « nouvel » environnement est encore en cours. Dans ce contexte, la pauvreté est la caractéristique socioéconomique la plus menaçante pour la résilience du SSE. Il faut aussi considérer que l'interdiction de transformer les écosystèmes des alentours du Parc National *Podocarpus*, où se trouvent les propriétés de colons, en espaces productifs, peut fonctionner comme un piège de pauvreté en raison des restrictions liées à l'utilisation de la biodiversité.

4.1.6.5 Apprentissage (P5)

L'apprentissage, ou la construction de connaissances écologiques, est un processus participatif et pluriel qui résulte de l'interaction intergénérationnelle des sociétés avec leurs environnements (Cundill et al. 2015). Ces processus culturels de construction de connaissances écologiques sont continuels et peuvent se poursuivre pendant des millénaires (Ban et al. 2017). Par exemple, les connaissances écologiques du peuple *Shuar* pour la gestion des écosystèmes amazoniens du sud de l'Équateur ont été construites pendant plus de huit millénaires (sous-titre 3.2.2). Cependant, les processus d'apprentissage socioécologique des colons du fleuve *Jambué* et de *Nuevo Paraíso* ont des périodes de construction de moins de 30 ans. Les connaissances agricoles des colons ont été apprises dans les vallées andines et les páramos et elles continuent de se reproduire ici dans une réalité socioécologique complètement différente. Une importante incertitude pourrait donc entourer leur apprentissage agricole dans la zone.

L'incertitude sur l'adéquation des connaissances et des activités à un nouvel environnement et ses conséquences pour la résilience du SSE devraient promouvoir une approche de gestion adaptative du SSE (P4). Cependant, ce n'est pas le cas. Une autre façon de compenser cette incertitude et même cette déconnexion environnementale partielle pourrait être l'acquisition de connaissances techniques, ce qui n'est pas non plus le cas. Les connaissances « intuitives » que les colons possèdent, basées sur leur savoir-faire agricole, déterminent le caractère extensif, peu rentable et probablement peu résilient de leurs activités productives. Le manque de connaissances techniques s'explique dans une très grande mesure par les conditions de pauvreté (P3) et d'exclusion socioéconomique dont souffrent les populations rurales de l'Amazonie et en particulier celles de la province de *Zamora Chinchipe*, la plus australe des provinces amazoniennes de l'Équateur. Du côté positif, les réseaux sociaux établis entre colons (P2) sont un outil important pour développer et élargir l'apprentissage socioécologique. Ces réseaux sociaux améliorent et généralisent le partage d'information.

La progressive acquisition et adaptation par apprentissage de connaissances écologiques adéquates qui guident durablement les activités de subsistance, est un processus qui pourra amener progressivement à un changement de valeurs et de perceptions sur la biodiversité. Par exemple, la compréhension de la perte de certains services écosystémiques résultant de l'établissement de pâturages et de l'exploitation intensive d'espèces forestières ligneuses pourrait amener à une acceptation de politiques environnementales plus ambitieuses. Ce changement devrait renforcer la capacité de résilience du SSE. Or, l'acquisition de connaissances de nature technique et scientifique et compatibles avec la cosmovision socioéconomique des colons (P4), est un processus sensible aux dynamiques de pouvoir locales, nationales et globales. L'accès de cette population à ces connaissances est limité en raison des problèmes structurels d'exclusion. L'accès à l'éducation supérieure publique ou privée pour les colons de la province de *Zamora Chinchipe* est de seulement 13% (GAD Zamora Chinchipe 2015) et pour les habitants de la paroisse de *Timbara*, il est d'un maigre 6% (GAD Timbara 2014). De plus, l'apprentissage et les connaissances scientifiques nécessaires pour renforcer la capacité de résilience du SSE ne sont pas locaux.

Ces connaissances scientifiques sont produites dans les universités nationales et internationales attirées par la diversité écologique et culturelle de la région. Comme résultat, les questions de recherche se trouvent souvent déconnectées des inquiétudes auxquelles font face les populations locales (P4). Dans ces circonstances, le transfert de connaissances est très faible et problématique, surtout que les barrières linguistiques (i.e. langage scientifique versus langage familier) sont en principe insurmontables. Cette situation explique en partie et probablement le manque de certaines informations nécessaires pour s'engager dans des activités de suivi et d'évaluation de l'état de la résilience des SSE de toute la région amazonienne.

En résumé, les connaissances agricoles traditionnelles des colons proviennent d'autres régions bioclimatiques du pays. Dans les SSE amazoniennes, les connaissances agricoles sont en processus de construction et surtout d'adaptation, ce qui implique une grande incertitude. Or, cette incertitude n'est pas considérée dans la gestion des SSE étudiés. L'apprentissage de connaissances techniques cohérentes avec la cosmovision socioéconomique seraient adéquates pour ces populations afin de soulager les conditions de pauvreté et renforcer la capacité de résilience du SSE. En plus, les réseaux sociaux nécessaires pour la dispersion de ces connaissances sont déjà en place. Cependant, l'exclusion sociale des populations rurales du pays déconnecte les colons de la zone d'étude de l'éducation supérieure où elles peuvent être acquises. Par conséquent, les connaissances utilisées pour la gestion des SSE sont déconnectées des réalités locales car elles proviennent d'autres régions du pays et du monde. Il faut donc encourager la génération et le partage de connaissances socioécologiques locales.

4.1.6.6 Participation (P6)

L'engagement des acteurs locaux pertinents pour la mise-en-œuvre des processus de gouvernance et de gestion des SSE est fondamental pour renforcer leur résilience (Leitch et al. 2015). Cependant, pour l'instant, les plans de développement locaux, comme celui de la paroisse de *Timbara* où se trouve ce SSE (GAD Timbara 2014), sont conçus par des équipes de consultants, sans la participation des acteurs locaux et pour satisfaire les priorités du

gouvernement national. Du point de vue ethnique, deux groupes de participants se trouvent dans ce micro-bassin : les colons (majoritaires) et les 15 familles *Shuar* de la communauté *Martin Ujukam* (sous-titre 3.2.1). Cependant, ces familles *Shuar* participent très bien à la dynamique socioéconomique de la ville de *Zamora*. Ces deux groupes ethniques partagent ici une même cosmovision liée à l'utilisation de la biodiversité. Par conséquent, intégrer les visions et connaissances des acteurs locaux dans la conception et l'application des plans de développement de la paroisse et du SSE ne devrait pas être problématique.

Les mémoires que gardent certains aînés *Shuar* pourraient être d'une grande importance pour établir et développer une gestion adaptative (P4) dans ce système socioécologique. Par exemple, l'une des aînées *Shuar* de *Martin Ujukam* possédait autant de connaissances écologiques que n'importe quel aîné *Shuar* du fleuve *Numpatkáim*, où les *Shuar* restent très connectés à leur écosystème (sous-section 4.2). Or, les colons et *Shuar* de ce SSE, de même que la majorité des citoyens de l'Équateur, restent exclus du développement des processus de gestion de la biodiversité. En fait, l'exclusion à tous les niveaux reste un des problèmes majeurs de l'Équateur et des pays en développement, avec des conséquences pour la conservation de la biodiversité (Holland et al. 2009). La participation et l'inclusion des populations locales ne sont pas la règle dans les processus de gouvernance de l'environnement et de la biodiversité en Équateur, ce qui entraîne un affaiblissement de la légitimité de cette gouvernance (Leitch et al. 2015).

La participation dans la gestion environnementale et le développement du SSE pourrait renforcer la génération et l'accumulation de connaissances socioécologiques à travers le partage d'informations. Cela est très important, car comme il a été mentionné au P5, ces connaissances se trouvent dans un processus de construction chez les colons. Un troisième acteur qui fait partie de la problématique du SSE émerge ici : l'État. Le ministère de l'environnement intéressé par la conservation de la biodiversité du Parc *Podocarpus* devrait inclure les populations locales dans des processus de suivi communautaires sur l'état de la biodiversité utilisée. Le suivi est fondamental pour évaluer l'impact des politiques et des interventions conservationnistes dans les SSE, et dans un contexte participatif, pour augmenter l'accessibilité à l'information sur les

décisions et leur crédibilité (Danielsen et al. 2005). Je ne propose pas de fonder la gestion du parc *Podocarpus* et de ses zones tampons sur des processus de suivi communautaires, mais de compléter les suivis professionnels avec des données en provenance des utilisateurs locaux de la biodiversité (Lam et al. 2020). Cela pourrait renforcer la légitimité de la pratique de la conservation et des interventions conservationnistes dans les SSE qui entourent le parc *Podocarpus*.

En synthèse, deux populations locales, colons et *Shuar*, sont les principaux acteurs de la problématique socioécologique étudiée. Ces deux populations partagent une même cosmovision socioéconomique liée à l'utilisation de la biodiversité comme ressource naturelle. Dans ce contexte, la population *Shuar* du SSE possède des mémoires et des savoirs socioécologiques qui pourraient renforcer la gestion adaptative et la résilience du SSE. Cependant, ces deux populations sont exclues et participent très peu dans les processus de gestion de la paroisse *Timbara*. Cette gestion a des conséquences énormes dans leurs vies. Je suggère l'inclusion de ces acteurs dans la gestion de la biodiversité de la paroisse afin d'assurer le renforcement de la résilience du SSE.

4.1.6.7 Gouvernance Polycentrique (P7)

La gouvernance se définit comme l'ensemble des décisions qui structurent les relations des groupes humains (sous-titre 2.4.2.3). La gouvernance est polycentrique quand plusieurs institutions, formelles et informelles, interagissent à différents niveaux des processus d'élaboration de politiques (Schoon et al. 2015b). Dans le SSE étudié, les gouvernements locaux de la province et de la paroisse de *Timbara* sont des institutions formelles chargées d'exécuter les politiques pour le développement de la paroisse et d'organiser et de réguler le régime foncier. Approximativement un quart de la superficie du SSE est appropriée par les humains (96% sont des pâturages). Cette superficie est dédiée à une production agricole extensive et peu rentable. Du côté positif, l'accès à la terre et sa distribution sont plutôt équitables. Par rapport à la gouvernance environnementale, le Ministère de l'environnement de l'Équateur (MEE) prescrit

la création d'aires protégées et les gère de manière exclusive. La situation est similaire pour la gouvernance forestière, laquelle est également exercée en exclusivité par ce même ministère à travers le système national de contrôle forestier. Le micro-bassin du fleuve Jambué se trouve dans la zone tampon et à l'intérieur de la partie nord-est du Parc National *Podocarpus*. Ici, un modèle durable de développement est théoriquement mis en place en respectant la conservation de la biodiversité et la capacité naturelle de régénération des écosystèmes (MAE 2014) et les valeurs intrinsèques de la biodiversité seraient préservées de toute action humaine.

Les institutions informelles des colons présentes dans ce SSE et à *Nuevo Paraíso* ne sont pas liées à l'utilisation de la biodiversité ou à l'acquisition de connaissances écologiques. La *minga* et le *jornal* reflètent deux valeurs importantes pour la subsistance des communautés rurales appauvries de l'Équateur : la solidarité et la coopération (sous-titre 4.1.4). Ces institutions informelles sont de nature sociale. Elles permettent d'atténuer minimalement les effets de l'exclusion socioéconomique et de la pauvreté, et finissent par sécuriser également la capacité de résilience du SSE et de ce fait sont importantes pour la biodiversité. Il est clair qu'en général les institutions formelles présentes dans le SSE fonctionnent de manière verticale, de haut en bas. Ces institutions prescrivent ce qu'il faut faire ou ne pas faire localement (Gelcich et al. 2009). D'autre part, les institutions informelles représentent l'implémentation effective, de *facto* et sans prescription formelle, de structures de gestion sociale survivantes du passé andin qui soulagent marginalement certaines des pressions socioéconomiques dont souffre la population. Ces institutions fonctionnent en général horizontalement.

En résumé, la gouvernance socioécologique du SSE dominé par les colons n'est pas polycentrique. Elle est monocentrique et basée sur une approche d'ordre et de contrôle vertical de l'état. Ce modèle de gouvernance formelle régule le développement, le régime foncier et la conservation. Dans ce contexte de gouvernance formelle exercée par le ministère de l'environnement, la gestion du parc *Podocarpus* domine la gouvernance environnementale du SSE. Ce cadre institutionnel environnemental est bien connu et accepté par la population. Des institutions informelles et survivantes se chevauchent à ce modèle de gouvernance formelle et

elles permettent d'atténuer certaines pressions socioéconomiques dont souffre la population. Cependant, ces institutions informelles ne sont pas liées à la gestion de la biodiversité.

4.1.6.8 Bilan de l'analyse de la résilience du SSE

La diversité biologique et l'endémisme dans ce SSE sont importants. La diversité fournit une importante redondance écologique fonctionnelle, une diversité de réponses face aux de probables perturbations, ainsi qu'une diversité de services écosystémiques. Une source actuelle de cette biodiversité, le parc national *Podocarpus* (PNP), est fortement connectée au SSE, qui fonctionne probablement comme puits, et cette source est protégée. Ces facteurs devraient contribuer à maintenir la capacité de résilience du SSE. La diversité culturelle est aussi présente. Cependant, les colons sont amplement majoritaires et ce groupe culturel est « nouveau » dans la région amazonienne. Les connaissances des familles *Shuar* qui se trouvent dans le SSE pourraient contribuer de façon décisive à renforcer sa capacité de résilience, si elles étaient considérées et incluses dans les processus de gestion adaptative. Ce type de gestion est nécessaire, car l'établissement de pâturages par les colons diminue la connectivité entre le PNP et le SSE, avec des effets négatifs à long terme sur la biodiversité et la capacité de résilience du système.

Les principales variables de contrôle biophysique du SSE sont les précipitations et la biodiversité. Présentement, les rétroactions entre ces variables et de même que les patrons d'assemblage d'espèces qui contraignent la structure et la fonctionnalité des écosystèmes semblent se maintenir. Le système semble robuste face aux changements, tel qu'indiqué par des évidences qui montrent que les changements climatiques des derniers 45.000 ans n'ont pas altéré la dynamique des écosystèmes amazoniens (Wang et al. 2017). Par conséquent, l'atteinte de seuils de bascule du système vers de la végétation de type savane semble peu probable à court terme (Levis et al. 2017).

Du côté social, les tendances des variables ne sont pas optimales. Bien que l'Amazonie équatorienne contribue de façon importante à la production nationale à travers l'exploitation de ressources naturelles non-renouvelables (pétrole, mines), sa population reste très pauvre. La pauvreté, le chômage, le sous-emploi, l'analphabétisme et les bas salaires persistent à des niveaux significativement supérieurs à la moyenne nationale. Les femmes participent très peu à la vie politique, elles sont victimes de discrimination sur le marché du travail et ont un taux d'analphabétisme plus élevé que les hommes (Onofa et al. 2012). L'accès aux services écosystémiques permet de soulager certaines de ces conditions. Une cosmovision socioéconomique prévaut ici, où la biodiversité est perçue comme un facteur de développement par la population locale et par l'état comme un élément qui doit être protégé et en même temps exploité. Par conséquent, sans une amélioration des conditions socioéconomiques, les habitants pourraient intensifier la transformation des forêts en pâturages tel que suggéré par une analyse de la déforestation nette dans le SSE entre 1989 et 2016 (Figure 5). La couverture forestière pourrait diminuer ainsi que sa provision de SE, renforçant les conditions de pauvreté de la population. L'amélioration des conditions socioéconomiques de la population à travers l'application de systèmes de paiements de SE (e.g. REDD+), par exemple, pourrait favoriser l'abandon des pratiques de transformation des forêts en pâturages et permettre l'accroissement de la couverture forestière. La résilience du système pourrait être ainsi favorisée par la perception des forêts comme source stables de revenus.

Pour renforcer la capacité de résilience du SSE, la participation des populations locales dans les processus de gestion doit être également favorisée à travers l'implémentation de procédés de gouvernance polycentrique. Cependant une gouvernance monocentrique et peu participative prévaut présentement. Comme résultat, la gestion du SSE et du parc national *Podocarpus* ne considèrent pas l'amélioration des indicateurs de qualité de vie de la population, car les familles vivant dans la zone tampon du parc ne peuvent s'engager dans des activités d'extraction, d'élevage, d'agriculture intensive ou d'exploitation forestière. Cette réalité limite l'obtention de revenus et condamne les familles à vivre dans la précarité et sans accès aux services de base (MAE 2014). Par conséquent, un des objectifs de la gestion du PNP et des aires protégées

amazoniennes devrait être d'éviter que la conservation de la biodiversité ne devienne un piège de pauvreté. En conclusion, pour améliorer la capacité de résilience du SSE il faudrait que les gouvernements locaux augmentent leurs investissements sociaux pour continuer à soulager la pauvreté de la population locale. Cela pourrait réduire l'utilisation de la biodiversité et les transformations peu rentables des écosystèmes. Il faudrait aussi favoriser la participation et l'intégration de la population locale dans la gouvernance et la gestion environnementale du SSE et du Parc *Podocarpus* voisin.

4.2 SSE du fleuve *Numpatkáim* et *Martín Ujukam* habités par des *Shuar*

4.2.1 Situation socioculturelle et qualité de vie

Des 41 participants *Shuar* aux questionnaires, 34 (82,9%) ont été réalisés dans les centres *Shuar Yayu*, *Yawi* et *Saarentsa*, situés dans le micro-bassin du fleuve *Numpatkáim*. La population y est de 318 habitants distribués sur une superficie de 6 509,81 hectares (densité moyenne de 4,88 habitants/km²) où le régime de propriété est communautaire. Ces trois centres font partie de l'association *Muranunka* et de la Fédération de la Nationalité *Shuar* de *Zamora Chinchipe* (FEPNASH – ZCH). Les sept questionnaires restants (17,1%) ont été réalisés à l'Association de Développement Communautaire *Martín Ujukam* (15 familles, 10 hectares et 14 ans d'existence légale). *Ujukam*, localisé dans le micro-bassin du fleuve *Jambué*, est considéré un quartier de la ville de *Zamora* (localisé à huit kilomètres) ainsi qu'une association *Shuar* appartenant à la Fédération *Shuar* de *Zamora Chinchipe* (FESHZCH). La propriété ici est privée.

Tous les participants se sont auto-identifiés comme des *Shuar*. Ils ont tous expliqué que la dénomination « indigène » ou « autochtone » est incorrecte, et que le gentilé adéquat es *Shuar*. En ce qui concerne le genre, 27 participants (65,9%) sont des hommes et 14 (34,1%) sont des femmes. L'âge moyen est de 35 ans; le plus âgé a 55 ans et le plus jeune a 18 ans. Le temps de résidence moyen est de 23 ans (maximum 48 ans) le long du fleuve *Numpatkáim* et de 25 ans (maximum 49 ans) à *Ujukam*. Tous les participants ont habité toute leur vie en territoire *Shuar*

et sont arrivés dans leurs centres actuels suivant une dynamique de migration interne en raison de l'avancement des colons dans leur territoire et des mariages entre membres de différentes associations. Dans les cas de ces mariages, les femmes doivent abandonner leur centre de naissance et se déplacer vers celui de leur conjoint. Les participants plus jeunes sont bilingues (*Shuar* et espagnol), tandis que les plus âgés, s'expriment mieux en *Shuar*.

Les participants se considèrent des paysans; ainsi, 38 des participants (92,7%) dépendent dans une large mesure de la pratique d'activités liées à l'interaction avec la nature pour assurer leur subsistance. Cependant, plusieurs pratiquent aussi des activités marchandes de façon intermittente et marginale. Ainsi, treize participants (31,7%), soit environ un tiers des participants, sont soit des professeurs temporaires des écoles bilingues, des journaliers qui gardent le bétail des colons, ou encore des travailleurs dans la construction de routes. Comparativement, 25% des colons du fleuve *Jambué* ont des activités marchandes permanentes et 75% pratiquent des activités marchandes de façon intermittente. Les autorités *Shuar* interviewées ont indiqué que le peuple *Shuar* ne cherche pas à s'intégrer à l'économie nationale. Les *Shuar* cherchent plutôt à « coordonner » avec le gouvernement une gestion autonome des ressources économiques qui leur correspondent pour améliorer leur qualité de vie par eux-mêmes. Ces informations semblent montrer une plus forte connexion des *Shuar* avec l'écosystème amazonien et un souhait d'autodétermination. Ces deux caractéristiques socioculturelles les différencient initialement des colons.

Par rapport à la qualité de la vie en relation avec les services de santé fournis par l'état, trois médecins sont disponibles pour les 920 habitants de la paroisse, parmi eux les 318 habitants *Shuar* de ce SSE. Ces médecins affirment que les communautés font face à deux problématiques principales de santé, soit les parasitoses, à cause de la consommation d'eau non potable et au manque de fosses septiques, et la malnutrition chronique. En effet, les familles mangent en général une seule fois par jour et surconsomment des hydrates de carbone. L'assiette traditionnelle est composée par une grande quantité de manioc et de bananes plantains accompagnées par des morceaux de poisson cuit. La *chicha*, une boisson fermentée de manioc,

est consommée en permanence. Par rapport à la planification familiale, elle se fait autour de la consommation de *Ruta graveolens*, une plante avec des propriétés abortives. Les médecins n'ont jamais été appelés pour contrôler une grossesse ou assurer un accouchement. Les femmes accouchent seules. Dans les douze mois précédents le début de cette étude, aucune intervention chirurgicale n'avait été recensée. Les luxations ou les os fissurés sont traités par les médecins traditionnels (*uwishin*). Le seuil d'acceptation de la douleur est très élevé et est atteint lorsqu'il inhibe complètement l'engagement physique dans les activités de subsistance. Dans l'ensemble, les médecins acceptent le besoin de compléter la médecine traditionnelle *Shuar* avec la médecine occidentale comme la meilleure voie pour gérer la santé des familles *Shuar*.

Le gouvernement fournit aussi des services d'éducation. Chaque centre *Shuar* possède une école unifiée (maternelle, primaire et secondaire) selon le Modèle de l'Éducation Interculturelle Bilingue. Chaque école compte deux salles de classe pour tous les élèves des 10 niveaux scolaires. Ce modèle d'ethnoéducation est intégré à l'environnement familial et naturel des étudiants, en lien avec leurs valeurs, savoirs, connaissances et langue. Son objectif est d'empêcher la perte des traits culturels (langue, pratiques et identité) comme cela s'est produit à la fin du siècle dernier à cause de l'application de programmes scolaires occidentaux (Mashinkias 2012). Maintenant, les études se font en *Shuar chicham* (langue *Shuar*) trois fois (huit heures) par semaine; les heures restantes se font en espagnol. Les étudiants qui veulent continuer leur éducation post-secondaire doivent se déplacer à la ville de *Guayzimi*, à 36 km.

La situation à *Martin Ujukam* est très différente de celle des autres communautés. Les habitants accèdent à toutes les facilités liées au mode de vie urbain latino-américain (électricité, eau potable, internet et système d'égouts). Les enfants vont tous dans les écoles de *Zamora* et les soins de santé sont également disponibles dans les hôpitaux publics de la ville. Certains des jeunes ont accès à l'éducation universitaire dans la ville de *Loja* (localisée à 1 heure d'autobus de *Zamora*). La plupart des habitants sont artisans et travaillent occasionnellement à *Zamora*, alors que d'autres sont des professionnels qui travaillent à *Zamora* (e.g. infirmières, professeurs). Les enfants ne parlent pas le *Shuar chicham*. Cependant, les adultes gardent des

traits culturels *Shuar*, comme une connaissance (surtout compréhension) de base de la langue, certaines fêtes et traditions et une connexion plus forte avec la nature que celle des colons.

4.2.2 Pratiques de subsistance

4.2.2.1 Chasse

Vingt-huit participants (68,3% de l'échantillon) pratiquent la chasse et consomment du gibier. Les 13 participants restants (31,7%) ne chassent pas, mais consomment couramment du gibier (échange ou rarement acheté). Donc, tous les participants *Shuar* consomment du gibier. Il s'agit d'une différence majeure avec les colons, dont 48% ne chassent pas, ni ne consomment de gibier. Des raisons socioculturelles expliquent cette différence; en particulier, comme il a été expliqué au sous-titre 2.4.2.1, l'identité culturelle est fondamentale chez les familles *Shuar* pour expliquer leur préférence pour la consommation de gibier (Morsello et al. 2015). De plus, tous les chasseurs *Shuar* répondant aux entrevues sur la chasse partagent au moins occasionnellement une partie de leurs prises avec des membres de leur famille étendue et des voisins. Ces deux faits peuvent être considérés comme des indicateurs de la valeur socioculturelle survivante de la biodiversité dans la culture *Shuar*.

En complément à ces explications socioculturelles liées à la pratique de la chasse, une logique socioéconomique semble contribuer marginalement à l'utilisation de la biodiversité pour s'alimenter chez les *Shuar*. La viande de bœuf (le bien préféré des colons) est économiquement inaccessible pour la population *Shuar*, plus appauvrie que les colons. En effet, les populations rurales de l'Amazonie équatorienne présentent des niveaux de pauvreté supérieurs à la moyenne nationale, mais les populations indigènes sont encore plus pauvres que les populations non indigènes (Onofa et al. 2012). De plus, en milieu forestier, la probabilité de consommer du gibier pour est nécessairement plus élevée, considérant sa proximité et disponibilité (Chaves et al. 2017). Cependant, il faut noter que seulement 32% des participants *Shuar* commercialisent les produits de la chasse au marché de *Héroes del Condor* localisé à 10 minutes de marche du SSE,

ceci de manière intermittente pour compléter leur subsistance, alors que 75% des colons le font. Par conséquent, la logique socioculturelle explique mieux l'importance du gibier pour les *Shuar*.

Par rapport à la pratique socioculturelle de la chasse, les chasseurs *Shuar*, de même que les colons, utilisent des carabines (150 USD) à deux tirs (2,50 USD chaque balle). Cependant, la sarbacane (*úum'*) est encore utilisée marginalement par certains chasseurs *Shuar*, en particulier les plus âgés, pour tuer des petits mammifères et des oiseaux. Cette pratique de chasse survit conjointement aux « nouvelles » pratiques introduites par les colons. J'ai observé une démonstration d'une sarbacane (figure 6) et le chasseur m'a confirmé qu'il a enseigné son utilisation à son petit-fils de 6 ans.

La chasse est réalisée principalement dans les forêts. En général les chasseurs *Shuar* sortent une fois par semaine. Une expédition de chasse dure entre quatre et cinq heures (jusqu'à 5 km à la ronde) afin de rapporter en moyenne une proie. Une bonne chasse rapporte deux pécaris à collier (deux semaines d'alimentation pour une famille de six, une portion par personne par jour) et une mauvaise chasse (un pigeon) implique une nouvelle sortie. La chasse peut se faire aussi marginalement dans les *aja*, qui constituent encore des espaces socioculturels de partage entre les humains et les animaux non-humains. Les agoutis cendrés (*Dasyprocta fuliginosa*), les pacas (*Cuniculus paca*) et les daguets rouges (*Mazama americana*) sont chassés de façon opportuniste quand ils sont aperçus en train de manger les cultures dans les *aja*. Cependant, quand ces espèces mangent en « famille », les *Shuar* ne les tuent pas. Dans ce cas, ils disent « qu'ils ne leur refusent pas la nourriture ». Ces pratiques survivantes ont été identifiées comme des mémoires d'un agencement socioécologique et de ce fait sont des valeurs relationnelles de la biodiversité et des évidences de résilience des SSE (Gómez-Pompa & Kaus 1999; Haider et al. 2019).



Figure 6 **Démonstration d'utilisation d'une sarbacane.**

Une famille *Shuar* moyenne d'un chasseur opportuniste consomme donc au moins quatre proies par mois, c'est à dire quatre fois plus qu'une famille de colons. Les familles *Shuar* étudiées consomment en moyenne six espèces des 19 nommées (presque deux fois plus que la diversité consommée par les colons). Ces 19 espèces, listées dans l'appendice H, ont reçu une fréquence de 246 mentions, trois fois plus que l'ensemble des mentions (76) pour les 10 espèces consommées par les colons. L'espèce la plus chassée est l'Agouti cendré (*Dasyprocta fuliginosa*) avec 36 mentions, suivie par le Pécari à collier (*Pecari tajacu*) avec 35 mentions, le tatou à neuf bandes (*Dasypus novemcinctus*) et le daguet rouge (*Mazama americana*) avec 29 mentions chacun. Il est intéressant de noter que la quantité et la diversité d'espèces d'oiseaux chassées par les *Shuar* sont significativement supérieures à la quantité et à la diversité d'oiseaux chassées par les colons. Cependant, comme pour les colons, plus d'espèces de mammifères que d'espèces d'oiseaux sont chassées par les *Shuar*, tel qu'observé généralement dans les Néotropiques (Robinson & Redford 1991).

L'abondance de ces espèces permet de supposer que leur rôle écologique n'est pas menacé. Seul le daguet rouge, classé données insuffisantes (DD), et un stratège *K* qui reproduit une seule cohorte par année formée par une seule progéniture (Tirira 2017), pourrait être à risque. Or, les mentions de chasse du daguet rouge par les colons dans le SSE du fleuve *Jambué* est de 19. Chez les *Shuar*, cette espèce reçoit 29 mentions. Ces quatre espèces sont aussi préférées par les colons; cependant, les *Shuar* les mentionnent deux fois plus que les colons (respectivement 129 et 64 mentions). Parmi les autres espèces chassées par les *Shuar*, le tapir (*Tapirus terrestris*) est classé vulnérable (VU). À la différence des colons, qui le chassent très peu (deux mentions), le tapir est mentionné beaucoup plus souvent comme proie par les *Shuar* (25 mentions). Le tapir est un périssodactyle, stratège *K*, avec une gestation très longue et des intervalles entre portées d'au moins deux ans (Naveda et al. 2008). C'est un excellent disperseur de graines car il consomme de grandes quantités de fruits et traite optimalement les graines (Tirira 2017). Étant donnée sa faible abondance, sa chasse pourrait avoir des impacts négatifs sur l'espèce, mais également sur la résilience des forêts (Nasi et al. 2011). Le singe araignée (*Ateles belzebuth*) est classé en danger (EN) et le tinamou tao (*Tinamus tao*) vulnérable (VU). Cependant, ces deux dernières espèces sont peu mentionnées par les chasseurs *Shuar*.

En résumé, la chasse peut être expliquée par une logique socioculturelle. Cette explication inclut les survivances socioculturelles et les interactions entre nature et culture qui entourent cette pratique. Cependant, une explication socioéconomique peut également influencer, au moins marginalement, la pratique de la chasse. Les relations des chasseurs *Shuar* avec la faune prélevée et l'écosystème amazonien sont toujours fortes.

4.2.2.2 Pêche

La pêche est aussi une activité de subsistance. Trente-et-un participants (76%) la pratiquent et la consomment, proche du 68% qui pratique la chasse. On se rappellera que chez les colons il y avait plus de deux fois plus de pêcheurs que de chasseurs (68% et 29%, respectivement). Malgré des valeurs similaires en termes d'engagement dans l'activité, l'importance spécifique de la

pêche dans l'alimentation est significativement supérieure chez les *Shuar*. En effet, bien que les 10 participants restants (24%) ne pêchent pas, ils consomment couramment du poisson. Donc, la totalité des familles *Shuar* participantes consomment du poisson pour la subsistance. Comme pour la chasse, l'analyse de la pêche pratiquée par les *Shuar* peut se faire en termes socioéconomiques. Premièrement, les poissons sont abondants et plus facilement accessibles que la viande de brousse ou de bœuf. En conséquence, le poisson peut être considéré ici comme un bien préféré, c'est-à-dire que sa demande peut augmenter en proportion plus élevée que le revenu, puisque celui-ci ne limite pas la consommation de poisson (Parkin 2003).

Cette explication est aussi compatible avec d'autres explications socioéconomiques. Par exemple, il a été établi que la consommation de poisson est généralement plus élevée dans des endroits où les densités des populations humaines sont plus faibles, car la abondance des populations de poissons est au contraire plus élevée (Vasco & Sirén 2019). Les centres *Shuar* du fleuve *Numpatkáim* sont en effet moins peuplés que les hameaux du fleuve *Jambué*. Finalement, la consommation de poisson augmente avec une diminution des revenus en provenance d'activités salariées et marchandes (Vasco & Sirén 2019). Ici, seulement 13 participants *Shuar* (31%) pratiquent sporadiquement des activités marchandes. Dans l'ensemble, ces interprétations socioéconomiques expliquent, au moins en partie, l'importance de la pêche pour la subsistance des familles *Shuar*.

Cependant, et de même que pour la chasse, une description socioéconomique de la pratique de la pêche par les *Shuar* est réductrice et insuffisante. Des facteurs socioculturels doivent compléter cette description. L'identité culturelle des *Shuar* est liée à la pratique de la pêche et à leur préférence pour la consommation de poisson (Morsello et al. 2015). Cette interprétation socioculturelle permet d'expliquer la raison par laquelle 31% des participants *Shuar* qui pratiquent des activités marchandes, consomment de toute façon du poisson pêché localement. Cette valeur relationnelle et socioculturelle avec la consommation de poisson et la pratique de la pêche, implique aussi le partage. Tous les participants ont reconnu partager le produit de leur pêche avec leurs voisins. De même que pour la chasse, plusieurs mémoires sur la pratique de la

pêche survivent. Par exemple, la figure 7 montre la disposition d'un piège (*washim*) en forme de cône préparé avec des pierres et des branches dans lequel entrent les poissons étourdis par le des pêcheurs *Shuar* barbasco (*tsarur*). L'utilisation des *washim* est une caractéristique survivante et exclusive dans la province.



Figure 7 Piège *washim* utilisé par les pêcheurs *Shuar*.

Quatre techniques de pêche guident la pratique de cette activité : 1) Capture à la main des poissons (*nayump'*) de roches; 2) Utilisation de fil de pêche et d'hameçon (*tsau*); 3) Utilisation de filets (*neka*); 4) Utilisation de barbasco pour « laver » le fleuve (*Nijiatin*) et d'un *washim*. La pêche, comme dans le passé, est toujours une activité masculine, solitaire et nocturne. Cependant, les femmes indiquent que la préparation des poissons implique aussi une participation active dans cette activité. La pêche est pratiquée dans les eaux du fleuve (*entsa*) *Numpatkáim* (fleuve sanglant, à cause de la couleur brune de l'eau). L'eau *entsa* est différente de l'eau de pluie *yumi* et de l'humidité des nuages *yuránkim*. Ces détails socioculturels qui entourent un peu partout la pratique de la pêche, expriment également la valeur socioculturelle des poissons et du fleuve comme écosystème, les relations survivantes entre nature et culture,

ainsi la résilience que cette pratique millénaire pourrait apporter à ce SSE et à d'autres semblables en Équateur (Berkes & Turner 2006).

Un pêcheur qui consacre entre 30 minutes et une heure pour pêcher avec son filet obtient en moyenne cinq à six poissons (deux à trois livres). Avec des hameçons, la quantité capturée est la même mais le temps d'activité est de deux heures. Cependant, la pêche à l'hameçon évite au pêcheur de se mouiller. Les poissons pêchés servent pour un seul repas familial, car les *Shuar* ne disposent pas de moyens de réfrigération. En général, les pêcheurs ne dépassent pas cette quantité et pratiquent la pêche entre deux et trois fois par semaine. Les *Shuar* consomment les 32 espèces identifiées par Conservation International (1997) dans la région. Dans cette recherche, les participants ont identifié 13 espèces préférées parmi les 32 enregistrées. Cet ensemble de 13 espèces (appendice H) a reçu 168 mentions (comparées aux 91 des dix espèces consommées par les colons). Les espèces préférées par les *Shuar* sont : *Nayump'* (*Chaetostoma branickii*) 40 mentions, *Kúum* (*Astyanax bimaculatus* et *Brycon atrocaudatus*) 37 mentions, *Nukumpía* (*Henonemus punctatus*) 26 mentions et *Kumpá* (*Pimelodella yuncensis*). Les trois premières espèces sont également préférées par les colons du fleuve *Jambué*.

Par rapport à l'importance écologique de ces espèces plus fréquemment mentionnées, seulement *Chaetostoma branickii* est classée vulnérable (sous-titre 4.1.2.2). Les autres trois espèces préférées et les autres huit consommées n'ont pas été évaluées, sont de préoccupation mineure ou ont des données insuffisants. Une des espèces préférées par les *Shuar*, *Pristimantis colodactylus*, n'est en fait pas un poisson, mais un amphibien dont le têtard est considéré par les *Shuar* comme un poisson. Cette espèce est de préoccupation mineure (LC). Dans l'ensemble, une situation de méconnaissance entoure ces espèces. Aucun plan de gestion de la région (parc *Podocarpus* ou Réserve Biologique *Cerro Plateado*) fait référence à l'écologie de ces espèces.

4.2.2.3 Agroécologie

L'agriculture, sous la forme d'une pratique agroécologique, est pratiquée par 37 participants (90,2%) dans des fermes (*aja*) d'entre un et trois hectares (entre 10 et 30 fois plus grandes que les *huertas* des colons). L'agroécologie fait partie fondamentale de la structure de subsistance des *Shuar*, dans une proportion équivalente à celle de la chasse et de la pêche ensemble. Cette activité, parmi toutes les pratiques de subsistance des *Shuar*, est sans doute celle qui a le caractère le plus socioculturel. Les *aja* sont relativement éloignées des maisons et sont entourées de forêt. Cela est aussi une différence avec la pratique agricole des colons, lesquels placent leurs *huertas* proches des maisons.

La transformation de la forêt en *aja* (interprétation complète et correcte du terme *aja*) est effectuée par les hommes par la méthode sur brûlis. Cette méthode permet de libérer les éléments nutritifs immobilisés dans la biomasse aérienne et d'accumuler des terres noires (*mukusa nunka*). La transformation de la forêt et l'accumulation de terres noires, sont des survivances millénaires de la pratique agroécologique dans toute la région amazonienne (Bush et al. 1989; Piperno 1990; Balée 2013; Schmidt et al. 2014). En général les *aja* incluent une zone plane et une zone de taille équivalente en pente, ce qui empêche l'accumulation d'eau. Cela est une reproduction des paysages naturels de la région. Cette localisation des *aja* à l'intérieur des forêts (figure 8) et la reproduction du paysage naturel permettent aux agriculteurs *Shuar* de profiter de la radiation solaire, des nutriments du sol, de la pluie et de la biodiversité, pour améliorer la durabilité de la production agricole, réduire les apports pétrochimiques et augmenter la production de services écosystémiques par la biodiversité (Altieri & Nicholls 2007). Pour transformer la forêt en *aja*, les arbustes sont coupés à la machette d'abord et ensuite les arbres le sont à la tronçonneuse. Une fois au sol les branches sont aussi coupées. Les arbres fruitiers, les espèces forestières utiles et les palmiers pêche (*Uwi*) ne sont pas coupés. Ces espèces vont augmenter la biodiversité des *aja* (Altieri & Nicholls 2007). Le temps entre la coupe et le brûlis est d'un mois et ces activités ont lieu en général pendant l'été. Après ce processus de transformation de la forêt en espace productif, le travail féminin d'horticulture et donc d'obtention des services écosystémiques agricoles commence à peu près trois jours après le

brûlis. Il faut noter que les hommes sont aussi chargés de planter les bananes plantains et le *barbasco* (plantes piscicides utilisées pour la pêche, sous-titre 3.3.3.1) sur les bords de la zone plane de l'*aja*. La pratique agroécologique dans les *aja* fournit des ressources qui assurent l'accès à une diète diverse pour la subsistance des familles *Shuar* (Descola 1986).



Figure 8 *Aja Shuar* : un mélange de plantes cultivées et de forêt amazonienne.

Il faut souligner les raisons qui expliquent l'insuffisance des facteurs socioéconomiques pour décrire cette activité. Le principal facteur socioéconomique lié à la pratique de l'agriculture est la disponibilité de terre. Ce facteur n'est pas limitant ici, puisque tous les participants sont propriétaires communautaires du territoire de l'association *Muranunka*. L'accès à l'eau, les conditions climatiques et la disponibilité de force de travail sont d'autres facteurs limitants de la production agricole, mais ils ne le sont pas ici. L'accès aux marchés, aux crédits, aux technologies appropriées et l'épaisseur de la couche de terre superficielle sont aussi des facteurs théoriquement limitants pour la pratique de l'agriculture d'un point de vue socioéconomique. Toutefois, ces facteurs ne limitent pas la pratique de l'agroécologie par les *Shuar* dans ce SSE.

Il faut toutefois noter que deux agriculteurs *Shuar* mélangeaient la pratique traditionnelle dans leurs *aja* avec des monocultures « d'essai » de narangille et papaye. En conséquence, il semble adéquat de concevoir la pratique de cette activité comme motivée d'abord et avant tout par des facteurs socioculturels, tel qu'expliqué dans ce qui suit.

Les cultigènes produits par les *Shuar* forment un ensemble dominant de 17 espèces (appendice H). Cet ensemble de 17 cultigènes a reçu un total de 135 mentions (chez les colons, 14 cultigènes ont reçu 112 mentions). Les plus consommées sont le manioc, *Manihot esculenta* (37 mentions), la banane, *Musa paradisiaca* (35 mentions), le maïs, *Zea mays* (14 mentions) et le palmier pêche, *Bactris gasipaes* (11 mentions). Cette pratique est donc fondamentale pour la subsistance et de ce fait, elle renvoie à une relation survivante entre nature et culture. Elle est donc liée à l'identité culturelle des *Shuar*, particulièrement celle des femmes *Shuar*. Pendant les entrevues, les participantes ont toutes reconnu qu'elles partagent occasionnellement une partie de leur récolte de la journée avec leurs voisins. Ces voisins sont des enfants qui restent occasionnellement seuls à la maison. Ces gestes sont toujours réciproques. En conséquence, il existe des réseaux de partage et ces réseaux, de même que l'identité liée à la pratique de l'agriculture, reflètent la valeur relationnelle de la biodiversité pour les *Shuar*. Il faut mentionner que les jeunes femmes qui ne s'engagent pas dans l'horticulture sont socialement punies; la communauté dit d'elles que sont des femmes oisives (*nua naki*). Cependant, les enfants de ces femmes reçoivent quand même occasionnellement des petits dons d'aliments quand ils sont seuls.

Par rapport à la biodiversité, cette pratique n'implique pas des menaces écosystémiques majeures à cause de la localisation des *aja* à l'intérieur des forêts et parce que la reproduction du paysage naturel n'interrompt pas la connectivité des SSE. Les *aja* permettent également de maintenir et même d'augmenter la biodiversité. En conséquence, la sécurité alimentaire des familles *Shuar* n'est pas menacée et cela permet également de renforcer la résilience du SSE face aux changements et aux perturbations (Altieri 2009). En résumé, de même que la chasse et la pêche, la pratique de l'agroécologie s'explique mieux en termes socioculturels. C'est une

activité traditionnelle et fondamentale pour la subsistance. Cependant, pour une minorité de participants, cette pratique peut avoir des objectifs socioéconomiques de production et peut permettre une accumulation modeste de revenus à travers la vente des fruits obtenus des monocultures de papaye et de narangille.

4.2.2.4 Élevage et prélèvement d'espèces forestières ligneuses

Douze participants (29,3%) pratiquent l'élevage. Il faut se rappeler que 47,7% des colons pratiquent cette activité fondamentale dans leur structure socioéconomique. Si l'on considère que l'élevage est l'activité la plus importante de l'interaction socioéconomique entre les colons et la nature, on peut penser que la portée de la pratique de l'élevage dans une population indigène peut donner une bonne idée du degré d'intégration de cette population à une cosmovision socioéconomique, tel qu'envisagé par Lu et al. (2010) et Rudel et al. (2013). Pour les *Shuar*, le bétail fonctionne également comme un filet de protection pour affronter des situations inattendues. Les *Shuar* élèvent aussi des animaux de basse-cour pour compléter leur diète (poulets, canards, dindes, lapins et cochons d'Inde). Cependant, à la différence des colons qui maintiennent ces animaux dans des petits enclos, les animaux de basse-cour des *Shuar* déambulent librement en compagnie des chiens et des chats autour des maisons. En résumé, l'élevage est en général une activité marginale pour la structure de subsistance *Shuar*.

La population *Shuar*, de même que les colons, se méfie de l'exploitation commerciale des espèces forestières ligneuses à cause du contrôle exercé par le Ministère de l'Environnement. Cependant, de même que l'élevage, cette activité complémente marginalement la structure de l'économie de subsistance des *Shuar* et elle est également importante pour près de 30% de cette population. Un des facteurs socioéconomiques qui stimule la pratique de cette activité, peut-être le plus important, est la proximité des routes où les planches peuvent se vendre. En conséquence, le manque de routes vers les centres *Shuar* étudiés dans ce SSE limite l'ampleur de cette pratique. Les facteurs socioéconomiques qui expliquent la pratique de cette activité ont été

développés au sous-titre 4.1.2.5. En résumé, l'exploitation d'espèces forestières ligneuses est artisanale et son impact sur le SSE reste probablement très modeste.

4.2.2.5 Prélèvement de plantes médicinales et de produits non-forestiers

Le prélèvement de plantes médicinales est une activité très importante pour les *Shuar*. Tous les participants ont indiqué qu'ils ne vont jamais au dispensaire de santé de *Nuevo Paraíso*, contrairement aux colons qui y vont fréquemment. Les médecins de *Nuevo Paraíso*, après un an de travail dans la zone, reconnaissent l'efficacité de ces médecines naturelles pour maintenir la population *Shuar* en bonne santé. Les médecines naturelles sont prélevées par 33 participants (80,5%). Les hommes et les femmes *Shuar* prélèvent ces médecines dans leurs *aja* comme dans la forêt. Cela suppose une autre différence avec les colons, qui cultivent et prélèvent les plantes médicinales exclusivement dans leurs *huertas*, puisque ces plantes sont toutes exotiques. Le prélèvement des plantes médicinales par les *Shuar* en forêt illustre aussi la connexion et la relation survivante qui existe entre les forêts et les *Shuar*, ainsi que la valeur socioculturelle donnée à la biodiversité en tant que source de médecines pour la communauté.

Un ensemble dominant de 29 espèces est prélevé (appendice H). Cet ensemble d'espèces a reçu un total de 134 mentions (face aux 21 espèces utilisées par les colons mentionnées 70 fois). Les espèces médicinales les plus mentionnées sont : *ajej* (*Zingiber officinale*) (17 mentions), *sauco* (un nom espagnol) (*Cestrum mariquitense*) (14 mentions), *maikiúa* (*Brugmansia sanguinea*) (13 mentions), *piripiri* (*Cyperus prolixus*) (12 mentions), *únkuch'* (*Piper aduncum*) (11 mentions) et *escancel* (en espagnol) (*Aerva sanguinolenta*) (9 mentions). L'*ajej*, le *maikiúa* et le *piripiri* permettent également d'éliminer des maux spirituels et surtout de rêver. Les *Shuar* croient qu'ils peuvent dialoguer avec les esprits des plantes et des animaux à travers les rêves. Parmi ces trois espèces qui permettent de dialoguer avec les plantes et les animaux, il faut porter une attention particulière à *Brugmansia sanguinea*. Selon la liste rouge de l'UICN, cette espèce est globalement éteinte dans la nature (EW) et elle survit exclusivement cultivée dans les fermes des indigènes de l'Amazonie, ce qui est aussi le cas dans ce SSE. Aucune des autres espèces de

médecines utilisées n'a encore été évaluée par l'UICN. L'utilisation des médecines naturelles est donc une autre des sources de valeur socioculturelle (identitaires, symboliques et rituelles) de la biodiversité dans ce SSE.

Trente-huit participants (92,7%) prélèvent du bois de feu pour la cuisson des aliments. Les participants collectent les branches mortes (*chínkim*) d'arbres et d'arbustes de 16 espèces (appendice H) qui ont été nommées 109 fois. Comparativement, les colons prélèvent 10 espèces qui ont été nommées 71 fois. Les espèces les plus mentionnées par les *Shuar* sont *Inga* sp. (21), *Cecropia peltata* (15), *Psidium guajava* (10), *Acacia polyphyla* et *Solanum americanum* (7 toutes les deux). Aucune de ces espèces ne se trouve dans la liste rouge de l'UICN. Cependant, *Erythrina schimpffii*, une espèce moins citée (six mentions), est presque menacée (NT) globalement. Ces 16 espèces sont utilisées avec deux finalités socioculturelles : cuisiner et *mashar*. À différence des colons qui cuisinent au gaz, les *Shuar* cuisinent au bois de feu; de ce fait, le bois de feu joue un rôle important pour garantir la sécurité alimentaire. *Mashar*, qui dérive du mot *mashi* (tous), est une activité familiale. Les familles passent des heures autour des feux dans les maisons (figure 9), à raconter leurs rêves pour prendre des décisions. Si des visiteurs arrivent, ils sont invités à partager le feu. Les *Shuar* « ne peuvent pas vivre sans chandelle » a été répété plusieurs fois par les participants. En conséquence, encore une fois ces activités socioculturelles montrent que la relation maintenue par les *Shuar* avec la nature est plus intense que celle des colons.



Figure 9 Une famille *Shuar* partage autour du feu.

4.2.3 Connaissances écologiques traditionnelles

La nature socioculturelle des pratiques de subsistance *Shuar* correspond à des connaissances écologiques traditionnelles (CET) qui survivent et se transmettent encore aux plus jeunes à travers leur participation aux journées de travail et leur écoute des conversations des adultes. Les aînés enseignent aux jeunes adultes certaines traditions et pratiques comme la manufacture des sarbacanes (*úum'*), des lances (*nanki*), des pièges (*chinia*) ou des sièges de pouvoir (*chimpi*). Dans ce contexte, trois valeurs socioculturelles de la biodiversité ont émergé de la description des interactions entre les *Shuar* et la nature : 1) La cosmovision *Shuar* exprime des relations socioculturelles survivantes avec la nature et elle est le cadre cognitif qui guide l'interprétation et la compréhension de leur monde; 2) La langue *Shuar* permet d'élaborer lexicalement les CET, les conceptualiser, les manifester et les transmettre (Hunn 2014); et 3) La taxonomie traditionnelle *Shuar* représente leur notion socioculturelle et intuitive d'ordre du monde naturel (Berlin 1973). Dans cette sous-section, ces trois valeurs socioculturelles et relationnelles de la biodiversité vont émerger de la description des CET.

4.2.3.1 Connaissances écologiques traditionnelles sur la faune terrestre

Les chasseurs ont des CET sur les espèces chassées et non chassées qui habitent le micro-bassin du fleuve *Numpatkáim* (sous-titre 1.1). Ils ont appris à chasser en imitant leurs parents ou leurs frères aînés (par exemple, marcher en silence et contre le vent, repérer les espaces préférés par les différentes espèces de gibier et leurs habitudes, entre autres). Ils préfèrent les espèces frugivores et herbivores. En conséquence, les *aja* abandonnées où les espèces végétales de succession secondaire dominant, comme les palmiers, sont des bons endroits pour chercher le gibier. Les chasseurs savent que pendant le temps de l'abondance, *Uwi*, (avril-août) les noix des palmiers pêche (*Uwi*) tombent au sol et les animaux les recherchent. Les rives des fleuves sont aussi des bons endroits pour la chasse, ainsi que les *aja* en production où les pacas et les agoutis s'alimentent occasionnellement.

Une seule interdiction survivante, référée aussi par Harner (1972), a été mentionnée par un chasseur interrogé pendant cette étude : il ne faut pas manger d'os d'oiseau avant d'aller à la chasse, car la marche du chasseur deviendrait bruyante. Les CET mentionnées pour la pratique de la chasse sont de nature socioculturelle et reflètent des traits survivants de la pratique historique de la chasse dans toute la région amazonienne. En particulier, il est important de souligner par rapport à ces survivances que la nature est toujours perçue comme un doublon de la culture *Shuar* (Descola 1986). Par exemple, certains chasseurs préfèrent rêver ou ils essaient de percevoir des présages un peu partout avant de partir à la chasse. Ces survivances s'inscrivent cependant dans un contexte de changements culturels qui résultent d'une transculturation (García Canclini 1990). Par exemple, avant de s'engager dans l'activité, les chasseurs font une prière catholique et pendant la marche ils répètent des *anent* (chants magiques *Shuar*) de chasse. En conséquence, les représentations cosmologiques et les mythes liés à la chasse survivent de manière hybride avec la réalité contemporaine de cette pratique de subsistance.

La mythologie *Shuar* traditionnelle explique, encore actuellement, le comportement et la morphologie des animaux, tels qu'ils ont été perçus historiquement par la culture *Shuar*. Plusieurs de ces connaissances survivent encodées dans la mythologie *Shuar*, laquelle reste toujours bien connue par la communauté. Par exemple, dans le mythe de l'ancienne guerre entre les animaux terrestres et les animaux aquatiques, les premiers étaient des ancêtres *Shuar* et les deuxièmes des humains anthropophages. Même chose dans le mythe de l'apprentissage de la chasse : *Etsa* (le soleil), qui était *Shuar*, avait appris à *Kujáncham* (la mouffette, également un ancêtre des *Shuar*) la pratique de la chasse. Cependant, la mouffette n'a pas observé les instructions d'*Etsa* et elle a mangé le fruit interdit (la papaye). Comme conséquence, les animaux peuvent sentir depuis ce jour les humains, dont ils ont peur. Le jaguar, le puma et l'ours sont encore perçus comme des connaisseurs experts de la forêt et des « éleveurs » (des aînés, des guides) des autres animaux. Il y a donc toujours beaucoup de connaissances sur le comportement des animaux et le contexte écologique dans lequel ils vivent qui expliquent l'ordre socioécologique du monde *Shuar*.

Par rapport à la valeur de la biodiversité animale encodée dans le langage, il faut commencer par dire que la notion de biodiversité existe dans la culture *Shuar*. Nommée *mashinmania aujmatma*, elle se traduit comme « vous tous, les animaux ». Les *Shuar* comprennent aussi ce que le mot biodiversité veut dire en espagnol. Il n'existe par contre pas de traduction directe du mot nature. La notion utilisée est *mashi kampúntniuram mátsatkamu wainmia* « toutes les forêts ensemble ». Le terme nature en espagnol est cependant parfaitement bien compris. Ces deux concepts illustrent lexicalement la continuité entre nature et culture qui survit dans la culture *Shuar*. Le langage sert aussi à transmettre les connaissances et les représentations de la biodiversité. Par exemple, beaucoup de participants répondent encore que les animaux qu'eux ou leur famille ne mangent pas, ne l'étaient pas non plus par les « *antiguos* » (les anciens). Cette référence aux anciens est permanente chez les participants. La plupart d'entre eux mange seulement du gibier herbivore « parce que les *antiguos* l'ont enseigné comme ça ». Finalement, par rapport à l'importance du langage, 35 espèces de mammifères, d'oiseaux, d'amphibiens et

de reptiles d'importance pour les participants et qui possèdent un nom propre en *Shuar* ont été repérées dans cette étude.

Quant à la taxonomie traditionnelle *Shuar*, laquelle reflète également l'importance de la biodiversité et l'ordre socioécologique, elle distingue deux catégories binomiales de faune en fonction de leur utilité : le gibier (*Kumtin*) et les mammifères, oiseaux et grenouilles non mangeables (*Yúchatai*) ; les animaux domestiques et semi domestiques (*Tanku*) et les animaux sauvages (*Ikiamia*). Ces catégories montrent les analogies que la culture *Shuar* établit entre les interactions socioculturelles et les interactions socioécologiques. À l'intérieur de ces catégories se trouvent six groupes génériques de faune, ici nommés selon leur désignation occidentale : 1) Les mammifères; 2) Les oiseaux; 3) Les amphibiens; 4) Les lézards; 5) Les serpents; et 6) Les insectes.

Le premier groupe, les « laitiers » (*Yajasma muntsúnt uminaania*), sont des mammifères et présentent trois sous-groupes binomiaux opposés, soit les domestiques (*Tanku*) et les sauvages (*Yajásma Kampunniunmaya*); ceux qui marchent ensemble pendant le jour (*Tsawai Yujauí*) et ceux qui marchent ensemble pendant la nuit (*Kashi Yujauí*); les féroces (*Kajen*) et les gentils (*Kajechu*). Le deuxième groupe, les oiseaux (*Nanamtin*), présentent également trois sous-groupes binomiaux opposés, soit les domestiques *Tanku* et les oiseaux de la jungle (*Ikiamia Chinki*); ceux qui volent (*Nanamtin*) et ceux qui ne volent pas (*Nanamcha*); ceux qui mangent des fruits (*Yuranken Yuí*) et ceux qui ne mangent pas de fruits (*Yuranken Yuchatai*). Le troisième groupe, les grenouilles (*Puach'*), forment neuf sous-groupes. Les mangeables (*Yutai*), cuites au four et consommées dans une assiette de feuilles (*ayampaco*), la plupart du temps pendant le travail dans les *aja*, se distinguent de celles qui sont laiteuses et non mangeables (*Puartin*) et de celles qui sont venimeuses (*Tseasrintin*). Les autres sous-groupes se réfèrent au type d'habitat ou microhabitat utilisé; ainsi, ils distinguent celles qui vivent dans les étangs (*Kuchanmania*) de celles qui vivent au sec (*Kukaria*), dans les montagnes (*Muranmania*), dans les arbres (*Numinmania*), dans les grottes (*Wanamp Matsamin*), ou près des fourmilières (*Weék*

Wanan Matsamin). Tous les têtards de toutes les espèces de grenouilles se nomment de façon générique : *Wampuch*.

Le quatrième groupe correspond aux lézards (*Sumpa*), qui sont divisés en cinq sous-groupes : ceux qui vivent au sec (*Kukar matsamin*), ceux qui vivent dans les arbres (*Numinmania*), ceux qui vivent près de l'eau et sont mangeables (*Entsanmania Yutai*), ceux qui vivent dans le sable des fleuves (*Yaikminmaya*) et ceux qui vivent dans les montagnes (*Muranam matsamin*). Le cinquième groupe correspond aux serpents et comprend les boas (*Panki*) et les autres serpents (*Napi*). Ils sont divisés en 12 sous-groupes : les féroces (venimeux) (*Kajén Napi*) et les tranquilles (*Kajechu Napi*); ceux qui sont médicinaux (*Tsuakratin Napi*) et ceux qui ne le sont pas (*Tsuakratcha Napi*); les autres sous-groupes correspondent au type d'habitat ou micro-habitat, comme ceux des hauteurs (arboricoles) (*Yakinia Napi*) et ceux de terre (*Nunkania Napi*), ceux qui vivent dans l'eau (*Entsanmania Napi*) et sous-terre (*Wanam Matsamin Napi*), ceux qui volent entre les arbres (*Nanamin Napi*), ceux qui vivent dans les montagnes (*Muranam Matsamin Napi*), dans les flaques d'eau (*Kuchanam Matsamin Napi*) ou encore près des ruisseaux (*Kisar Matsamin Napi*). Aucune espèce de serpent n'est mangée. Certaines ont des propriétés médicinales. Leur graisse guérirait les douleurs musculaires, articulaires et osseuses (i.e. une analogie entre le mouvement souple des serpents et les maux qui affectent le mouvement chez les humains). De même, il est compris que les serpents sont des ennemis naturels des animaux ravageurs et nuisibles.

Le dernier groupe de faune que les *Shuar* distinguent sont les insectes (*Yajásmach kampúnniunmaya*). Ils regroupent ici toutes les espèces d'invertébrés qu'ils connaissent. Il a été impossible, pour des questions de temps, d'approfondir la taxonomie des invertébrés. Cependant, les connaissances qu'ils ont des abeilles, des fourmis et des papillons semblent très importantes. En conclusion, la taxonomie traditionnelle *Shuar* reflète des signaux culturels et comportementaux élargis aux animaux. Par exemple, les classifications considèrent les habitats ou des usages, plutôt que des critères morphologiques, génétiques ou physiologiques.

Dans ce contexte, seize espèces ont été nommées comme culturellement importantes (89 mentions), pour des raisons différentes aux nutritionnelles (appendice I). Les colons ont nommé treize espèces sans valeur nutritionnelle, nommées 71 fois. Six de ces espèces ont été mentionnées avec une fréquence supérieure à cinq : le jaguar *Panthera onca* (21 mentions), l'opossum commun *Didelphis marsupialis* (11), le serpent fer-de-lance *Bothrocophias microphthalmus* (11), le tamandou tétradactyle *Tamandua tetradactyla* (10), la martre à tête grise *Eira barbara* (8) et l'ours à lunette *Tremarctos ornatus* (7). Il faut souligner que le jaguar est presque menacé (NT), et que l'ours à lunette et le serpent fer-de-lance sont vulnérables (VU). Cinq autres, soit la loutre géante *Pteronura brasiliensis*, l'ara militaire *Ara militaris*, le toucan *Ramphastos tucanus*, le tamanoir *Myrmecophaga tridactyla* et l'oncille *Leopardus pardalis*, se trouvent dans la liste rouge d'espèces menacées de l'UICN. L'importance culturelle accordée par les *Shuar* à ces espèces à travers leurs CET pourraient contribuer à appuyer des actions de conservation centrées sur ces espèces et à renforcer la capacité de résilience du SSE au besoin.

Dix valeurs de la biodiversité animale liées aux CET (deux fois de plus que les colons) ont été mentionnées en 45 occasions par les *Shuar* (appendice J). De ces 10 valeurs, six peuvent être considérées des valeurs intrinsèques (« droit de vivre », « gardiens de la forêt », « marchent dans la forêt », « protecteurs des animaux plus petits », « nettoyeurs de la forêt » et « ils sont beaux »). Les quatre dernières valeurs sont utilitaires (médecine, ennemis naturels des insectes, nuisibles et les ancêtres les mangeaient). Ces 10 valeurs sont relationnelles et émergent de l'interaction socioculturelle survivante entre nature et culture. Cela est un exemple de comment la considération des interactions socioécologiques et des relations socioculturelles survivantes entre nature et culture est une façon viable d'analyser et de comprendre l'importance de la biodiversité (Chan et al. 2016). Cette valorisation permet également d'échapper à la dichotomie entre valeurs intrinsèques et utilitaires de la biodiversité (Fish et al. 2016). En résumé, les CET *Shuar* de la faune terrestre, dans un contexte participatif, peuvent apporter à l'élaboration d'actions et même de politiques de conservation de la biodiversité bien informés (Leitch et al. 2015). En plus, les CET des *Shuar* peuvent être utilisées comme un substitut valable de

connaissances scientifiques déficientes sur l'état des populations des espèces utilisées et des écosystèmes de la région (Tengö et al. 2014; Lam et al. 2020).

4.2.3.2 Connaissances écologiques traditionnelles sur la pêche

À la différence des colons, les pêcheurs *Shuar* possèdent des connaissances écologiques traditionnelles significatives liées à la pêche. Par exemple, les pêcheurs préfèrent utiliser les zones des méandres de la rivière où il y a moins de courant, car selon eux ces zones sont préférées par les poissons pour se reposer et s'alimenter de plantes et d'insectes aquatiques. Les enfants apprennent cette activité en accompagnant leurs parents, en général, à partir de huit ans, pour des activités de pêche diurne. Ils commencent avec la capture à la main des poissons qui vivent sous les pierres, et avec la pêche au *barbasco* à laquelle participent aussi les femmes. Les racines des espèces de barbasco cultivées dans les *aja* sont récoltées exclusivement par les hommes, après trois à quatre ans de croissance. Ces racines sont ensuite écrasées avec des pierres sur les rives des rivières et trempées afin qu'elles libèrent des toxines dans l'eau. Ces toxines empêchent temporairement l'hémoglobine des poissons de transporter de l'oxygène (Acevedo 1990). Le *barbasco* ne tue donc pas les poissons, il les étourdit. Ainsi, les poissons qui ne sont pas capturés à la main par les pêcheurs récupèrent leurs sens quelques minutes plus tard.

Plus tard, les enfants incluent dans leur répertoire de subsistance la pêche à l'hameçon et au filet. Vers l'âge de 15 ans, les jeunes maîtrisent les quatre arts de pêche. Dans ce contexte de survivances culturelles liées aux CET sur la pêche, les représentations cosmologiques qui lient les dimensions matérielles et immatérielles de la pêche dans une même praxis survivent (Vallée & Crépeau 1984). Les hommes sont toujours les responsables du cycle de culture, récolte et manipulation des trois espèces de *barbasco* : *Masu* (*Clibadium eggersii*), *Timiu* (*Lonchocarpus utilis*) et *Payash* (*Piscidia carthagenensis*). La pêche *Nijiatin* (laver le fleuve au barbasco) implique une notion de copulation : selon le mythe du *kaaka*, une belle femme, sous la forme d'une grenouille, a invité un garçon *Shuar* à copuler pour le castrer; le garçon a vu renaître son

pénis grâce au *barbasco* et est devenu ensuite un pêcheur expert. L'importance du *barbasco* pour la pêche survit encodée dans ce mythe.

D'autres mythes importants pour la pêche, survivent également. Selon le mythe de *Tsunki*, *Arutam*, la principale déité *Shuar*, était dans le fleuve et voulait se lier aux *Shuar*. Pour ce faire, il a marié sa fille *Tsunki* avec l'un d'eux. Comme cadeau, le *Shuar* a reçu la fécondité, mais aussi l'obligation d'avoir des relations sexuelles exclusivement avec sa femme (*tarímiat*). Sa désobéissance a cependant causé la rage de *Tsunki*, qui a inondé la terre. Le mythe d'un déluge survit donc aussi dans la cosmovision *Shuar*. Continuant avec les représentations cosmologiques survivantes, les pêcheurs *Shuar* utilisent toujours des *anent* (chants magiques), certains portent encore des amulettes *antar* et vont à la pêche à jeun pour transférer leur faim aux poissons. Contrairement aux colons, la consommation de deux espèces de poisson, *Máuts* (*Cetopsis montanensis*) et *Wancha* (poisson-couteau américain) (*Apteronotus albifrons*), est interdite. Ces deux espèces ont été mentionnées 14 fois par les participants. Les participants ont répondu que les espèces de poissons qui ne doivent pas être mangées, ne l'étaient pas non plus par les « *antiguos* », les anciens. Cette référence au passé est similaire à celle trouvée dans les connaissances liées à la chasse.

Ces survivances socioculturelles et cosmovisions sont transmises de père en fils. En conséquence le langage sert aussi à transmettre les connaissances et les représentations des espèces pêchées ou évitées. Les pêcheurs dans cette étude ont identifié 14 espèces et types de poissons qui possèdent un nom propre en *Shuar*. Par rapport à la taxonomie traditionnelle *Shuar*, les pêcheurs classent toujours les poissons dans une seule catégorie binomiale : *Namak*, les poissons de grande taille et *Tsarur*, les petits poissons pêchés avec du barbasco. La pêche *Namak* se fait en hiver quand le fleuve est en crue, avec des hameçons ou des filets. La pêche *Tsarur* est préférée par les pêcheurs à cause de sa nature sociale; elle a lieu exclusivement en été (juin, juillet, août et septembre) pendant l'étiage du fleuve. Les cosmovisions survivantes, le langage et la taxonomie traditionnelle *Shuar* liées à la pratique de la pêche, reflètent clairement la continuité de certains traits d'une relation socioculturelle entre nature et culture. Bien qu'à

l'heure actuelle la pratique de la pêche s'est transformée en une pratique qui peut aussi se décrire en termes socioéconomiques, ces survivances culturelles devraient être prises en compte pour valoriser adéquatement la biodiversité liée à cette pratique.

Finalement, ces connaissances et relations socioculturelles survivantes contiennent aussi des savoirs qui peuvent être utiles en termes écosystémiques. Par exemple, les pêcheurs expliquent que le fleuve *Numpatkáim* n'a pas une grande diversité d'espèces de poissons en raison de sa localisation dans la cordillère du *Cóndor*. À cause des chutes d'eau en aval, certaines espèces de poissons et d'animaux aquatiques amazoniens ne peuvent pas y accéder. En effet, les lamantins, les dauphins, les tortues, les anacondas et les caïmans sont absents. Des 13 espèces de poissons utilisées, seule *Chaetostoma branickii* a été évaluée et est considérée vulnérable par l'UICN. Il s'agit d'un poisson benthique d'eau douce tropicale, présent dans les rivières et les fleuves à débit rapide, donc ayant une forte concentration en oxygène (Ortega et al. 2016). Les autres espèces connues par les *Shuar* n'ont pas été évaluées à cause du manque de connaissances scientifiques. La participation des pêcheurs *Shuar* dans des processus de suivi de l'état des populations pêchées pourrait permettre de combler ces incertitudes (Danielsen et al. 2005).

4.2.3.3 Connaissances écologiques traditionnelles sur l'agroécologie

Une bonne partie des CET dédiée à l'agroécologie survit. Elle guide toujours la transformation des forêts en *aja*, *Kampúntin ajammia* (la forêt faite *aja*). C'est un système d'occupation et d'abandon des forêts en fonction des cycles de maturation du manioc. Après trois cycles de plantation (entre trois et cinq ans), une vieille *aja* (*arut aja*) est abandonnée en raison du travail de désherbage de plus en plus lourd. Cependant, une nouvelle *aja* a commencé à être travaillée après la première année de production de l'antérieure. Ce cycle garantit la sécurité alimentaire des familles. La première fois qu'un jeune *Shuar* s'engage dans la transformation d'une portion de forêt en *aja*, selon la tradition, la superficie doit être de petite taille (25 m x 25 m). Dans ce contexte, plusieurs participants considèrent encore que les arbres ont une âme (*wakán*). Selon la force de cette âme, les *Shuar* se préparent pour faire face aux différentes espèces d'arbres

qu'ils doivent « démonter ». Dans les *aja*, le maintien d'une grande diversité et d'une grande quantité de cultigènes, mélangés apparemment sans ordre dans une *aja*, serait une façon efficace de lutter contre l'avancement de la jungle (en couvrant le sol) (Altieri 2009).

La mythologie liée à l'agroécologie est toujours bien connue. Ainsi, *Shakaim* est une déité sortie des fleuves (théophanie d'*Arutam*) qui a semé les forêts et a donné aux *Shuar* les outils et la force pour le travail. Il se manifeste encore et toujours à travers les pluies. *Núnkui*, l'expression féminine d'*Arutam*, est la déesse de l'horticulture. Quand elle était petite fille, elle fut donnée aux *Shuar* pendant une famine. Elle avait le pouvoir d'appeler et de matérialiser les cultigènes. Cependant, elle a été battue par les autres enfants et elle s'est réfugiée à l'intérieur de la terre. Depuis, elle y habite et fait pousser les plantes cultivées. Les femmes reconnaissent qu'elles adressent encore des chants magiques (*anent*) à *Núnkui* et aux cultigènes pour les faire pousser et qu'elles utilisent des amulettes (*nantar*) pendant la pratique de l'horticulture. Les *anent* et les *nantar* sont cependant moins fréquentes chez les jeunes femmes. Les mythologies portent le message de la nature dévoilée aux membres d'une culture (Cassirer 1972) et dans le cas des *Shuar*, elles sont les cadres cognitifs qui guident toujours la pratique de l'agroécologie.

En lien avec cette mythologie survivante, la culture *Shuar* comptait jusqu'à la première moitié du siècle passé cinq grandes fêtes. La fête de la victoire, la fête des femmes, la fête des chiens, la fête du serpent (*nápmiámu*) et la fête du palmier pêche (*Uwi ijiámturma*). Les deux dernières sont les seules qui survivent actuellement, même à *Martín Ujukam*, et toutes les deux sont liées au travail agroécologique. La fête du serpent est une célébration en l'honneur d'un survivant d'une morsure. Ces accidents se produisent généralement pendant la transformation des forêts en *aja* et affectent surtout les hommes. Pendant cette fête, un ancien (*wea*) nomme tous les serpents venimeux et les femmes dessinent les peaux de ces serpents sur le corps du survivant. Ensuite, elles pendent symboliquement ces serpents et dansent pour célébrer la force du survivant et la faiblesse des serpents. Le survivant se transforme en *wayásu*, un *Shuar* mythique maître de tous les poisons. Quant à elle, la fête du palmier pêche est la célébration du début de la saison de l'abondance où le dieu du renouvellement (*Uwi*) revient, toujours en avril, pour

mettre fin à la saison de la pénurie (*náitiak*). Des danses en rond (*ijiámturma*), symbolisant un cycle, se font autour d'un poteau (*pau*) à la base duquel une boisson fermentée de manioc (*Nijiamanch*) et de palmier pêche sont offertes. Il est clair que la cosmovision *Shuar* liée à la pratique de l'agroécologie survit amplement.

Les connaissances traditionnelles et les représentations cosmologiques des *Shuar* survivent aussi à travers leur langage. La langue *Shuar* est liée au travail agroécologique. Dans ce contexte relationnel, la langue *Shuar* transmet toujours certaines notions socioculturelles élargies à la nature qui sont importantes pour la pratique de l'agroécologie. Par exemple, la notion occidentale de succession végétale n'existe pas dans la culture *Shuar* pour décrire des forêts de différents âges. Seule la notion de forêt existe (*kampúntin*). Mises à part les *aja* et les *arut aja* (les vieilles *aja*), le seul type de forêt que les *Shuar* reconnaissent, est la forêt non-travaillée (*kampúntin takáshtai*). Ces relations socioécologiques exprimées lexicalement illustrent l'existence de ce que William Balée (2013) a appelée forêts culturelles, c'est-à-dire la continuité relationnelle entre les forêts et les *aja*. En fait, les *Shuar* n'ont pas de mot pour désigner les végétaux comme catégorie naturelle différenciée (de même que la biodiversité, la nature ou les forêts primaires). La langue *Shuar* illustre la survivance de la perception de continuité entre nature et culture et elle est en conséquence un indicateur de la valeur socioculturelle de la biodiversité.

Par rapport à la valeur socioculturelle de la biodiversité, exprimée à travers la taxonomie traditionnelle des plantes, les *Shuar* ont seulement deux catégories taxonomiques : les *arakma* (les plantes cultivées) et les *ikiamia* (les plantes sauvages). Parmi ces deux catégories, six groupes ont été identifiés dans cette étude : *Numi* (arbres), *Nupa* (herbes), *Náik* (lianes), *Ampakai* (palmiers), *Páat* (cannes) et *Tsuak* (médecines). Les champignons (*ésempu*) ne sont pas classés avec les plantes. Dans ce contexte de continuité socioculturelle entre nature et culture, les participants ont identifié neuf manières, nommées 50 fois (appendice J), par lesquelles les forêts favorisent les *aja* (chez les colons, six valeurs ont été identifiées à travers 31 mentions). Parmi ces neuf valeurs, huit sont de nature utilitaire et une de nature intrinsèque.

Cependant, toutes émergent de la description et de la compréhension de l'interaction de continuité entre nature et culture. On peut donc dire que ces bénéfices sont tous des valeurs relationnelles de la biodiversité. Dans cette même logique relationnelle, les participants ont identifié aussi huit désavantages, nommés 44 fois (chez les colons, six valeurs négatives ont été mentionnées 44 fois). Les valeurs positives liées aux forêts dépassent donc de peu les valeurs négatives, alors que chez les colons, les interactions négatives dépassent largement les positives.

Par rapport aux bénéfices et dommages causés par les invertébrés aux *aja*, les perceptions négatives des invertébrés dépassent par sept fois les perceptions positives. Les *Shuar* ont identifié quatre espèces positives (*Yajásmach kampúnniunmaya*), nommées 10 fois : 1) Les espèces de fourmis (*wéek*) du type *shanúmkít*, qui mangent les invertébrés nuisibles (5 mentions); 2) Les vers de terre (*sepéha*) (3 mentions) qui apportent des engrais naturels au sol; 3) Les blattes (*shúut*) qui mangent d'autres insectes nuisibles; et 4) Les criquets (*mashímrir*) qui produisent des engrais naturels. Sept espèces nuisibles attaquent les cultigènes de diverses manières et ont été nommées 70 fois : 1) Les larves mineuses (*mukint'*) des coléoptères (*tsámpunt*) (24 mentions); 2) Les fourmis (*wéek*) du type *tíship'* qui mordent les agriculteurs pendant le travail (20 mentions); 3) Les criquets (*mashímrir*) (15 mentions); 4) Les larves (*maa*) des papillons (*wámpiashuk*) (6 mentions); 5) Les punaises (*waru*) (2 mentions); 6) Les abeilles avec aiguillon, *chini* (2 mentions); Et 7) Les guêpes avec aiguillon, *ete* (1 mention).

4.2.3.4 Connaissances écologiques traditionnelles sur la collecte de produits non-forestiers

Les médecins traditionnels, les *uwishín* (chaman), et leur pratique traditionnelle comme sorciers (*wáwek*), ont complètement disparu. Cependant, les *penker uwishín* (bon chaman), des guérisseurs qui consomment principalement du tabac (*Nicotiana tabacum*) et du *maikiuwa* (*Brugmansia sanguinea*) pendant les soins, survivent dans la culture sanitaire *Shuar*. En cas de maladie, trois niveaux de traitement sont mis en place. Premièrement, dans chaque famille une connaissance des propriétés médicinales d'un certain nombre de plantes persiste. C'est donc en utilisant cette connaissance qu'on essaie de soigner le malade en premier lieu. Deuxièmement

si le malade n'est pas guéri, un *penker uwishin* qui a des connaissances approfondies sur les propriétés médicinales des plantes est consulté. Troisièmement, si cet *uwishin* l'indique, le centre de santé est la dernière ressource; par exemple, les maladies transmises par les colons (*apách'*) sont traitées dans le centre de santé. Tous les autres événements (les accouchements ou les premiers soins au nouveau-né et même le traitement complet pour certaines morsures de serpents, par exemple) sont traités selon les pratiques culturelles *Shuar*. En général, les femmes savent encore comment accoucher sans aide médicale et les hommes comment les aider.

Ensuite, pour les *Shuar* les plantes dites médicinales (au sens occidental du terme), elles sont en elles-mêmes des médicaments (*tsuak*) qui ont été révélés aux *uwishin* pendant leurs rêves par *Tsunki*, la déesse de la pêche et des *uwishin*. Selon la mythologie, *Tsunki* fournissait les flèches (*tsentsak*) aux *wáwek*, les *uwishin* sorciers, et les secrets des médicaments (*tsuak*) aux guérisseurs (*penker uwishin*). De même, la mythologie associée aux principales espèces *tsuak* survit. L'*ayahuasca* (*Banisteriopsis caapi*) permet par exemple aux *uwishin* de percevoir tout ce qui est occulte (surtout les maladies de leurs patients). *Maikiuwa* (*Brugmansia sanguinea*) permet d'éliminer des maux matériels et spirituels. Dans sa mythologie, *Maikiuwa* a permis au *Shuar Wáum* d'avorter l'enfant qu'il avait engendré avec sa mère. Le tabac *Tsáank'* (*Nicotiana tabacum*) a confronté le diable (*Iwia*), lequel armé d'une hache de pierre géante tuait les *Shuar*. *Tsáank'* a pris la forme d'une plante qui a attiré *Etsa*, le soleil, qui est arrivé sous la forme d'un colibri. Actuellement, le tabac est toujours utilisé pour attirer *Arutam* ou ses théophanies. Le langage est fortement lié à la transmission de ces principes de la médecine traditionnelle *Shuar* et à l'identification des différentes espèces de médicaments naturels. Or, au niveau taxonomique il n'y a pas une classification catégorielle. Les espèces de médecines naturelles sont reconnues selon les bénéfices de chacune pour traiter les différentes maladies (Bennett et al., 2002; Gerique, 2010).

Un contexte cosmologique semblable existe pour les espèces de bois de feu, mais pour les espèces de bois de construction et la construction des maisons traditionnelles (*Jea*), la cosmologie associée a presque complètement disparu. Les *Shuar* savent les construire, mais ne

le font presque plus. Une seule représentation cosmologique survivante est associée au feu. Aux temps où les *Shuar* n'avaient pas encore le feu, ils mangeaient seulement des fruits et ils avaient froid. *Takea*, un monstre anthropophage gardait jalousement le feu. Le colibri (*Jempe*), une hypostase d'*Etsa* (le soleil), a volé le feu et l'a donné aux *Shuar*. Par rapport au langage, les espèces de bois de feu des forêts ont en général un nom *shuar*. Les espèces introduites par les colons ont un nom en espagnol. Comme pour les plantes médicinales, il n'y a pas des classifications catégorielles pour les espèces de bois de feu, elles sont aussi individuellement reconnues.

4.2.3.5 Connaissances écologiques traditionnelles sur l'élevage

Les *Shuar* n'ont pas de CET, ni de représentations lexicales ou cosmologiques qui peuvent se lier à l'élevage. Cette activité leur est complètement étrangère. En fait, les éleveurs *Shuar* n'aiment pas cette activité ni le bétail, ils se considèrent dans ces cas des « esclaves des vaches ». Par rapport à la taxonomie, la seule classification applicable à cette activité est celle des animaux domestiques inclus dans la catégorie *Tanku*. Les *Tanku* qui ne peuvent pas se manger sont des *yajásam* et les *tanku* qui peuvent se manger sont des *Kuntin*. Les participants ont identifié quatre effets positifs des forêts sur le bétail (par exemple, la provision d'ombre), lesquels ont été nommés 11 fois (appendice J). En comparaison, les colons ont identifié trois valeurs nommées sept fois. Les effets négatifs des forêts sur le bétail sont au nombre de sept et ont été nommés 39 fois (appendice J). Les colons ont identifié trois effets négatifs nommés 14 fois. C'est-à-dire que même dans cette activité socioéconomique déconnectée de leurs praxis et cosmovisions, les *Shuar* ont tendance à la lier à la nature de façon plus intense que les colons.

4.2.4 Institutions locales et gestion de la biodiversité

Deux institutions formelles de l'état équatorien sont présentes dans le SSE du micro-bassin du fleuve *Numpatkáim* : le gouvernement provincial, chargé d'exécuter et d'évaluer les politiques nationales de développement, et le gouvernement autonome décentralisé (GAD) de *Nuevo*

Paraíso, chargé d'exécuter et d'évaluer les politiques pour le développement de la paroisse. Les répercussions attendues du travail de ces deux institutions sur le développement et le bien-être des populations *Shuar* ne se concrétisent pas. L'analyse des raisons de cette déconnexion dépasse l'objet de cette recherche; cependant, l'exclusion dont souffrent les populations rurales, amazoniennes et indigènes du pays explique en partie cette situation (Onofa et al. 2012).

Le territoire ancestral *Shuar* de la cordillère du *Cóndor* a commencé à être occupé par des membres de ce peuple vers 1940, qui s'y repliaient depuis le bassin du fleuve *Zamora* devant l'avance des colons (De la Fuente 2014). Le micro-bassin du fleuve *Numpatkáim* fait partie de ce territoire ancestral. Ce territoire a commencé à être légalisé en 1964 avec la fondation de la Fédération des Centres *Shuar* (FCSH), la seule institution formelle *Shuar* reconnue par l'État équatorien (sous-titre 3.2.2.3). La FCSH a seulement le pouvoir de distribuer la propriété dans le territoire ancestral *shuar*. À l'origine, les trois centres *Shuar* étudiés faisaient partie de l'association *Tayunts*, fondée en 1992 et qui faisait partie à son tour de la Fédération de la Nationalité *Shuar* de *Zamora Chinchipe* (FEPNASH – ZCH). Cette fédération est une scission datant de 2005, de la Fédération *Shuar* de *Zamora Chinchipe* (FESHZCH). Le centre *Yayu*, le plus ancien du micro-bassin, a été fondé en 1976 et refondé en 1996 après sa totale destruction à la suite d'une crue du fleuve *Numpatkáim*. Actuellement, les centres *Yayu*, *Yawi* et *Saarentsa* font partie de l'association *Muranunka* (18 000 hectares), laquelle s'est séparée de l'association *Tayunts* en 2011. Cette séparation n'est pas encore légalisée. Pour l'instant, chaque centre possède une assemblée, laquelle élit tous les quatre ans un représentant, « *síndico* », pour l'association et la fédération, qui est chargé d'administrer le territoire ancestral *shuar*.

Imbriqué dans cet ordre institutionnel *shuar* reconnu par l'État, survit clairement la nature factionnelle et autarcique de la société *shuar* traditionnelle. Pendant des millénaires, la société *shuar* a été anarchique. Chaque clan familial gouvernait son territoire selon les traditions *shuar* mais en complète autonomie (sous-section 3.2.2.2). Cette anarchie a produit la fragmentation de la société *shuar* qui s'organisait autour des guerres claniques. Présentement, la propriété est collective, reconnue par l'état et administrée par les trois niveaux institutionnels *shuar* : le

territoire des centres appartient aux territoires des associations et ceux-ci appartiennent au territoire ancestral des *fédérations*. Dans son territoire, chaque centre possède un espace « urbain » où l'infrastructure collective est localisée (école, maison communautaire, espaces sportifs) et où chaque famille construit une petite maison. Le reste du territoire collectif est divisé en parcelles, de 30 à 50 hectares, de propriété individuelle et appartenant à chaque chef de famille membre du centre. Ces parcelles peuvent être échangées ou vendues à d'autres *Shuar* membres du centre, de l'association ou de la fédération. L'héritage n'existe pas dans ces centres et cette association. Les parents cèdent, en vie, des morceaux de leur parcelle à leurs enfants. Les non-*Shuar* n'ont aucun accès possible à la propriété dans ce territoire.

La gestion du territoire est guidée par le principe survivant de l'établissement de base, le *tarímiat pujustin*. Ce principe implique la possession par chaque famille d'un territoire partagé entre la zone plane et la zone haute. Dans la zone plane, elle possède une maison et elle a accès à l'eau, aux poissons et aux aliments qui poussent dans l'*aja*. Les zones hautes permettent l'accès à une forêt, à de l'eau vive, à des médicaments, à du gibier et à du bois. Ces éléments qui garantissent le *tarímiat pujustin* se trouvent dans le paysage des contreforts de la cordillère du *Cóndor* qui dominant cette zone. Ainsi chaque famille a été historiquement capable de gérer spatialement sa propriété en zones d'utilisation où le but de protection de la nature à travers son utilisation est ancestral. Par exemple, la Réserve Communautaire *Shuar* de Chasse et Pêche *Arutam Nunka*, protège la biodiversité pour un usage postérieur et exclusif des *Shuar*. Les relations et les interactions entre nature et culture survivent dans ce contexte institutionnel traditionnel.

La gouvernance « formelle » de l'État correspond ici aux Circonscriptions Territoriales Indigènes (CTI). Ces circonscriptions sont un régime spécial de gouvernement transféré par l'État équatorien, en application de la Constitution du pays de 2008, aux régions du pays et parmi elles aux territoires indigènes. Les circonscriptions indigènes ont l'objectif de garantir l'autonomie des peuples indigènes dans leurs territoires. Cependant, les CTI ne sont pas prises au sérieux. Deux Aires Protégées (AP) ont été déclarées dans ce territoire ancestral sans consultation préalable : La Forêt Protectrice *Alto Nangaritza* (FPAN) et la Réserve Biologique

Cerro Plateado (RBCP). L'objectif de la RBCP est de préserver les ressources génétiques et la biodiversité. La seule activité tolérée ici est le tourisme. L'objectif de la FPAN est de conserver l'eau, le sol, la flore et la faune. L'agriculture ne peut pas s'y pratiquer. Les activités socioculturelles et ancestrales des *Shuar* pratiquées dans la RBCP et la FPAN, localisées dans leur territoire, sont maintenant illégales. Cette problématique a donné lieu à des conflits (Gerique et al. 2017). Des confiscations de ressources naturelles collectées par les *Shuar* ont été faites. En réponse, les activités de recherche que le Ministère essayait de réaliser dans ces AP n'ont pas été tolérées. Des caméras-piège ont été confisquées par la communauté. Ces conflits sont donc des indicateurs de la valeur de subsistance de la biodiversité pour les *Shuar*. En effet, comme développé au sous-titre 2.4, ces conflits révèlent une atteinte à l'utilisation et à l'accès à la biodiversité pour la subsistance. Des concessions minières artisanales et industrielles ont également été octroyées dans la CTI. Sous prétexte de favoriser un développement durable pour le pays, ces concessions suivent un modèle de privatisation des territoires indigènes, lequel exclut également les *Shuar* de son propre territoire.

Des conflits semblables se produisent dans les domaines de l'éducation, de la santé et de la justice. Les *Shuar* revendiquent leur langue et leurs traditions comme bases pour l'éducation de leurs enfants, en opposition aux programmes du Ministère de l'Éducation. Les *Shuar* revendiquent également le droit à se soigner selon leur tradition culturelle, tandis que l'état équatorien exige le traitement des enfants dans les centres de santé de l'État, comme condition pour le versement mensuel des bénéfices sociaux. L'exercice de la justice traditionnelle *shuar*, non-codifiée dans la constitution et les lois équatoriennes, engendre également des conflits car sa pratique est considérée illégale. D'autres conflits émergent à cause de malentendus linguistiques. Ces conflits révèlent aussi l'interruption forcée des interactions de continuité entre nature et culture et des relations de réciprocité envers la nature, laquelle nourrit et apporte du bien-être aux *Shuar*. Dans l'ensemble, la culture *shuar* n'est pas comprise, ni valorisée par l'État équatorien.

Finalement, pour revenir à la protection de la biodiversité pratiquée par les *Shuar*, trente-trois participants (80,5%) connaissent les objectifs de la réserve *shuar* de chasse et pêche. Vingt-neuf (70,7%) participants disent qu'elle n'interfère pas avec leurs activités de subsistance, alors que huit (19,5%) pensent le contraire, les quatre restants (9,8%) sont indifférents à sa présence. Parmi les colons, 52,3% participants considèrent que les AP n'interfèrent pas avec leurs activités et 18,2% pensent qu'elles le font. Quinze raisons ont été données par les *Shuar* pour expliquer l'importance de cette AP et elles ont été nommées en tout 74 fois (appendice K). Comparativement, les colons ont donné sept raisons nommées 54 fois. En conséquence, les *Shuar* semblent être plus ouverts au concept d'aires protégées. Cependant, seulement quatre des 15 raisons données par les *Shuar*, mentionnées huit fois (sur les 74 mentions totales) pour expliquer l'importance de leur aire protégée, sont compatibles avec les principes de préservation de la biodiversité. Les 66 mentions restantes sont compatibles avec une approche de conservation par l'utilisation de la biodiversité (Mace 2014). Les mentions de ces valeurs témoignent d'une relation et d'une interaction socioculturelle de continuité entre nature et culture.

Par rapport à la biodiversité qui se trouve en dehors de l'AP *shuar*, le même nombre de participants, c'est-à-dire 33 (80,5%), a indiqué qu'elle doit aussi être protégée. Chez les colons, (75%) des participants considèrent importante la protection de la biodiversité et 13,6% pensent le contraire. Les *Shuar* ont donné 11 raisons pour protéger la biodiversité qui se trouve en dehors de l'AP et ces raisons ont été nommées en tout 57 fois. Comparativement, les colons ont donné sept raisons nommées 54 fois. De même que pour la biodiversité qui se trouve dans l'AP *shuar*, ces valeurs sont utilitaires, non-économiques et elles peuvent aussi être liées à l'application d'une approche de conservation de la biodiversité à travers leur utilisation socioculturelle pour la subsistance. En conséquence, les valeurs institutionnelles de la biodiversité présentées rendent compte d'une relation socioculturelle survivante entre nature et culture qui cohabite avec l'approche socioéconomique d'exploitation et de préservation de la biodiversité matérialisée par l'État équatorien.

4.2.5 Bilan des valeurs de la biodiversité

Le contexte d'interaction entre nature et culture dans le système socioécologique (SSE) du fleuve *Numpatkáim* est différent du contexte socioéconomique d'interaction dans le SSE du fleuve *Jambué* dominé par les colons. La dynamique duale d'interaction socioéconomique entre nature et culture des colons pour interpréter la valeur qu'ils donnent à la biodiversité est valide seulement en partie chez les *Shuar*. Pour ces derniers, il faut porter également attention aux divers traits survivants de leur relation socioculturelle de continuité entre nature et culture. En conséquence, il serait important de considérer l'hybridation entre l'interaction socioculturelle des *Shuar* avec la nature et l'interaction socioéconomique propre de l'occident latinoaméricain, pour valoriser la biodiversité dans ce SSE. Ce contexte n'est pas bon ou mauvais, n'implique pas de mérite ou de défaillance, il implique simplement l'adéquade compréhension du contexte interprétatif de l'importance que les *Shuar* attachent à la biodiversité.

Ce contexte de valorisation de la biodiversité doit considérer une dynamique socioéconomique semblable à celle des colons, présentée et développée dans la sous-section 4.1. Cette dynamique socioéconomique implique une plus forte connexion aux marchés nationaux de biens et services. Dans ce contexte socioéconomique, la population *Shuar* est encore plus marginalisée et appauvrie que la population des colons. Cette marginalisation et pauvreté socioéconomiques devraient se voir intensifiées par la tendance de la population *shuar* à ne pas migrer et à rester dans le milieu rural, par leurs niveaux d'éducation formelle très faibles, par le refus de nombreuses femmes à parler l'espagnol et par leurs sources de revenus très faibles (Rudel et al. 2013). Cependant, une valorisation de la biodiversité attachée exclusivement à cette « réalité » socioéconomique *shuar* conduirait à sa dévalorisation car « les pauvres vendent pas cher » (Martínez-Alier & Roca Jusmet 2001) et à sa dégradation (TEEB 2012).

Par conséquent, la valorisation de la biodiversité utilisée par les peuples indigènes devrait considérer les facteurs socioculturels survivants qui déterminent encore leur interaction avec la nature. Ces facteurs devraient être considérés avec les facteurs socioéconomiques, sans être

réduits ou intégrés à la vision socioéconomique dominante de valorisation de la biodiversité. L'interaction socioculturelle *shuar* résulte en une dégradation écosystémique, au moins sous forme de déforestation, moins intense. Selon RAISG *et al.* (2017) seulement 17% de la déforestation totale de l'Amazonie entre 2000 et 2015 s'est produite à l'intérieur des territoires indigènes. Par exemple, en Amazonie équatorienne, 5,5 fois plus de conversion des forêts naturelles en pâturages et deux fois plus en cultures agricoles intensives ont été reportées chez les colons par rapport aux territoires des peuples indigènes *Huaorani*, *Kichwa*, *Cofan*, *Secoya* et *Shuar* (Lu *et al.* 2010). D'autres formes de dégradation écosystémique en territoires indigènes doivent être investigués. Cependant, préliminairement, une relation entre la gestion territoriale indigène et l'évitement de la déforestation est claire (Walker *et al.* 2020).

Le premier facteur socioculturel survivant, les pratiques de subsistance, indique que 19 espèces de gibier, 13 espèces de poissons et 17 espèces de cultigènes ont une valeur pour l'alimentation. De plus, 29 espèces de plantes médicinales prélevées en forêt ont une valeur pour préserver la santé. Pour cuisiner les aliments, 16 espèces de bois à brûler sont collectées dans les forêts. De même que pour les colons, les produits et les animaux de basse-cour sont mangés. Le bétail et les espèces forestières ligneuses collectées sont importants en tant que « police d'assurance ». L'analyse des pratiques de subsistance, comparées à celles des colons, révèle une plus forte dépendance des *Shuar* vis-à-vis des bénéfices que la nature et la biodiversité apportent à leur bien-être. Cela pourrait être une conséquence socioéconomique attendue : les plus pauvres dépendent plus intensivement de la nature. Cependant, plusieurs déterminants socioculturels survivants suggèrent que l'agencement de la nature pour la subsistance est un fait identitaire et donc socioculturel. Les *Shuar* pratiquent aussi la chasse ou la pêche parce que leur identité est historiquement attachée à ces activités (sous-titre 3.2.2). Cela est particulièrement vrai pour la pratique de l'agriculture.

Présentement, l'engagement identitaire des *Shuar* dans la nature implique toujours l'utilisation de plusieurs outils du passé, de manière parfois marginale bien sûr, mais persistante (e.g. pièges à poissons, sarbacanes, notions d'agroécologie, élaboration et accumulation de terres noires,

entre autres). Considérant les tendances de la déforestation dans les territoires indigènes, ces survivances méritent d'être mieux comprises et valorisées. L'engagement identitaire des *Shuar* dans la nature se traduit aussi par l'établissement de réseaux de partage avec la famille et la communauté. Ces réseaux permettent de circuler et de distribuer les SE apportés par la biodiversité et sont aussi des gestes politiques. Ainsi, ceux qui partagent de façon plus notoire profitent d'une plus grande influence sociale dans les communautés. Cette influence se traduit bien sûr par l'augmentation des possibilités de se faire élire comme représentant de la communauté (*síndico*) devant les fédérations *Shuar*. Il faut cependant noter que les positions politiques ne se traduisent pas en des améliorations socioéconomiques individuelles. Les individus impliqués politiquement cherchent à « laisser une trace » dans la communauté, donc ils cherchent du prestige, une motivation de nature socioculturelle bien sûr.

En ce qui concerne le deuxième facteur socioculturel survivant, les valeurs de la biodiversité qui émergent à travers les CET sont relationnelles et elles se transmettent de génération en génération de façon orale. Par exemple, la connaissance de l'ichtyofaune de la zone et du comportement du fleuve pour la pratique de la pêche survit et elle est répandue parmi la population. Parmi les valeurs relationnelles qui émergent des CET, il faut considérer également l'importance survivante de certaines interdictions et l'interprétation des rêves, lesquels sont toujours considérés importants pour réguler ces relations. Ces expressions des valeurs relationnelles de la biodiversité peuvent sembler obscures et subjectives pour la pratique scientifique de l'écologie, car cela fait partie d'une réalité socioculturelle et socioécologique qui n'est pas abordée par cette discipline. Cependant, elles doivent être intégrées à la gestion de la biodiversité pour qu'elle soit viable.

Ce même environnement relationnel et socioculturel survivant s'applique pour les connaissances sur l'agriculture. Cette pratique et les connaissances qui le guident peuvent se comprendre mieux si elle est considérée comme une pratique agroécologique. L'agroécologie comme discipline scientifique intègre et comprends ces relations symboliques depuis des décennies. Par rapport au prélèvement de plantes médicinales, les pertes de connaissances

traditionnelles sont importantes. Cela s'explique car les guérisseurs, *penker uwishin*, persistent, les *uwishin* traditionnels (les chamans), porteurs de ces connaissances, n'existent plus et il est possible qu'une bonne partie de leurs savoirs aient disparu avec eux. Également, les connaissances traditionnelles liées aux espèces utilisées comme bois de feu survivent. Cette activité est cruciale pour la vie socioculturelle *Shuar* puisque c'est autour des feux que les familles partagent, que les adultes dispensent leurs savoirs aux plus jeunes et prennent les décisions quotidiennes ensemble. L'élevage, la pratique socioéconomique qui définit le paysage amazonien du présent, ne comporte évidemment pas de connaissances traditionnelles chez les *Shuar*. Cela est un indicateur de la déconnexion entre la culture *shuar* et cette pratique des colons de nature socioéconomique par excellence.

La cosmovision *Shuar* est fortement liée à la biodiversité et de ce fait elle est aussi une source de sa valeur. Les *Shuar* continuent à croire en *Arutam*, leur principale déité, qui habite dans les roches des cascades (*Tuna*). L'eau calme derrière la chute d'eau est la porte d'entrée à la maison d'*Arutam*, qui se déplace en territoire *Shuar* à travers les fleuves. Ils croient toujours qu'*Arutam* est un esprit (*Íwíach'*) qui se manifeste à travers différentes déités qui guident leurs activités de subsistance et leurs interactions avec la nature. Ces interactions témoignent des relations socioculturelles entre leurs déités et leurs ancêtres et elles s'expliquent toujours au travers des mythes. La population *Shuar* connaît toujours sa riche mythologie. Cependant, c'est probablement ici où des changements majeurs ont eu lieu. Le polythéisme *Shuar* cohabite, et dans plusieurs cas a été remplacé, par le monothéisme catholique. Pourtant, les hommes trouvent encore de la force et du réconfort chez *Arutam*. Certains *anent* (chants magiques) sont encore adressés aux déités et aux plantes et aux animaux et certaines femmes portent encore des amulettes (*nantar*) pendant le travail dans l'*aja*.

Les CET sont transmises par le langage. La survivance des langues indigènes amazoniennes est donc aussi une source de valeur socioculturelle de la biodiversité. Par exemple, les notions de diversité de la vie (*Mashinmania aujmatma*) et de la nature (*mashi kampúntniuram mátsatkamu wainmia*) sont présentes dans la culture *Shuar*, mais sont différentes des notions scientifiques

occidentales. Dans cette recherche, 104 espèces (appendice M) ont été identifiées par les participants *Shuar*; c'est beaucoup moins que le chiffre de 500 proposé par Berlin et al. (1966) comme nombre modal d'espèces nommées dans les langues non-occidentales, mais le travail chez les *Shuar* a duré trois mois. Comme il a été souligné, la nature est encore perçue par plusieurs des participants *Shuar* comme un doublon de la culture. La langue *Shuar* permet également d'exprimer cette vision du monde et de la biodiversité. De même que la cosmovision et la langue, la taxonomie traditionnelle est un repère socioculturel survivant. La taxonomie traditionnelle est aussi une source de valeur de la biodiversité dans ce SSE car elle témoigne de l'ordre que les *Shuar* donnent au vivant. Valoriser la biodiversité à travers cette taxonomie est donc sûrement important.

En ce qui concerne le troisième facteur socioculturel survivant, les institutions communautaires, certaines sont reconnues par les institutions formelles équatoriennes. Dans ce contexte, la (dé)gouvernance autarcique a complètement disparu. Survit le principe de l'établissement de base, selon lequel le bien-être est donné par l'accès des familles aux différentes ressources pour leur subsistance localisées au long du gradient altitudinal de la cordillère du Condor. L'établissement de base inclut encore et marginalement le respect d'un principe de réciprocité envers la nature. Les guerres interclaniques comme moyen de distribution du pouvoir ont été remplacées complètement par une organisation administrative de nature occidentale, les fédérations *Shuar*. Dans ce contexte, la propriété est cependant toujours communautaire et exclusive aux *Shuar*. L'accès en est de nature privée et la propriété peut être cédée. Cependant, le gouvernement peut intervenir dans le territoire ancestral *Shuar* pour établir des Aires Protégées ou donner de concessions minières. Ces interventions ont été à l'origine de graves conflits (Gerique et al. 2017). En conséquence, ces conflits reflètent des valeurs de la biodiversité et révèlent les revendications *Shuar* à leur endroit pour assurer leur subsistance.

Selon les critères traditionnels de gouvernance, l'association *Muranunka* a créé une AP, la Réserve Communautaire de Chasse et Pêche *Arutam Nunka*. Cependant, les valeurs que la population *Shuar* confère à la biodiversité protégée dans cette AP ne sont pas compatibles avec

la vision de préservation occidentale de la biodiversité. Elles sont plutôt compatibles avec l'approche de protection de la biodiversité à travers son utilisation. Ces valeurs sont en conséquence relationnelles et témoignent de l'interaction socioculturelle survivante entre nature et culture dans la société *shuar*. En dehors de l'AP, la biodiversité a reçu également des valeurs utilitaires, non-économiques, qui peuvent aussi être liées à l'application d'une approche de conservation de la biodiversité à travers son utilisation. Finalement, il faut souligner que les activités de subsistance et les connaissances traditionnelles sont aussi des institutions *shuar* survivantes. En résumé, les valeurs de la biodiversité chez les *Shuar* sont relationnelles et tant de nature socioéconomique que socioculturelle. L'application des approches de conservation de la biodiversité dans ce SSE doivent prendre en compte cette pluralité.

De même que pour les colons, deux bilans des valeurs de la biodiversité identifiées par les *Shuar* seront présentés, en fonction de la classification des services écosystémiques (SE) du CICES (Haines-Young & Potschin 2018) et des contributions de la nature aux humains (CNH) de l'IPBES (Díaz et al. 2018). Cependant, les deux bilans présentés ici ne sont pas des évaluations de l'importance socioculturelle des interactions socioécologiques entre la population *shuar* et la nature. Ils permettront seulement d'identifier dans le langage scientifique dominant les bénéfices apportés par la biodiversité aux *Shuar* à travers les interactions qui ont été plus amplement décrites au long de cette recherche. Ces bilans permettront aussi de discuter, dans le prochain chapitre, la précision et la pertinence de certains SE et CNH, particulièrement les culturels, pour capter adéquatement ou non la complexité des interactions socioculturelles dans des SSE où se trouvent des populations indigènes. Ces bilans permettront d'analyser aussi la survivance temporelle des interactions socioculturelles.

Sur le fleuve *Numpatkáim*, comme sur le fleuve *Jambué*, 42 (50,6%) des 83 SE identifiés (Haines-Young & Potschin 2018) sont potentiellement disponibles pour la population *shuar* (tableau 3). De ces 42 SE potentiels, 19 sont de régulation, 12 de provision et 11 culturels. Dans cette recherche, les *Shuar* ont identifié 29 SE (69%) des 42 potentiellement disponibles dans le

SSE du fleuve *Numpatkáim*. Les colons ont identifié 20 SE (47,6%) des 42 potentiellement disponibles dans le SSE du fleuve *Jambué*.

Tableau 3 SE identifiés par les *shuar* du fleuve *Numpatkáim* et de *Martin Ujukam*.

Type	SE disponibles	SE utilisés
Provision	Cultures de plantes terrestres pour l'alimentation	X
Provision	Fibres et matériaux de plantes cultivées pour autres usages	X
Provision	Plantes cultivées pour fournir de l'énergie	0
Provision	Plantes d'eau douce cultivées comme aliments	0
Provision	Plantes d'eau douce cultivées pour autres usages matériaux	0
Provision	Plantes d'eau douce cultivées comme source d'énergie	0
Provision	Élevage d'animaux pour l'alimentation	X
Provision	Fibres et autres matériaux obtenus d'animaux d'élevage pour un usage non-alimentaire	X
Provision	Élevage d'animaux pour fournir de l'énergie	0
Provision	Élevage d'animaux d'eau douce pour l'alimentation	0
Provision	Élevage d'animaux d'eau douce pour d'autres usages matériaux	0
Provision	Élevage d'animaux d'eau douce pour fournir de l'énergie	0
Régulation	Bioremédiation par la biodiversité	X
Régulation	Filtration/séquestration/accumulation de déchets par la biodiversité	0
Régulation	Réduction d'odeurs	0
Régulation	Réduction du bruit	0
Régulation	Contrôle des taux d'érosion	X
Régulation	Atténuation des mouvements de terre	X
Régulation	Régulation des flux d'eau	X
Régulation	Protection contre les tempêtes	X
Régulation	Protection contre le feu	0
Régulation	Pollinisation	X
Régulation	Dispersion des graines	X
Régulation	Maintien des populations et habitats	X
Régulation	Contrôle des pestes	X

Tableau 3. Suite.

Type	SE disponibles	SE utilisés
Régulation	Contrôle des maladies	X
Régulation	Processus d'altération de la qualité du sol	X
Régulation	Processus de décomposition et d'amélioration de la qualité du sol	X
Régulation	Régulation de la condition chimique des fleuves par les êtres vivants	0
Régulation	Régulation de la composition chimique de l'atmosphère	X
Régulation	Régulation de la température et de l'humidité	X
Culturel	Interactions immersives favorisant la santé, la guérison ou le plaisir	X
Culturel	Interactions passives ou observationnelles favorisant la santé ou le plaisir	X
Culturel	Caractéristiques des systèmes vivants permettant l'enquête scientifique ou la création de CET	X
Culturel	Caractéristiques des systèmes vivants favorisant l'éducation	X
Culturel	Caractéristiques des systèmes vivants compatibles avec la culture et le patrimoine	X
Culturel	Caractéristiques des systèmes vivants permettant des expériences esthétiques	X
Culturel	Caractéristiques des systèmes vivants qui ont des significations symboliques	X
Culturel	Caractéristiques des systèmes vivants qui ont des significations sacrées ou religieuses	X
Culturel	Caractéristiques des systèmes vivants utilisées pour le loisir ou l'acquisition de représentations mentales	X
Culturel	Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur d'existence	X
Culturel	Caractéristiques des systèmes vivants qui ont une valeur patrimoniale	X

Tableau 3. X : SE potentiel identifié; 0 : SE potentiel non-identifié

Des 29 SE identifiés, 4 sont de provision (les colons en ont identifié 5), 14 de régulation et 11 culturels. En principe, la relation socioculturelle des *Shuar* avec la nature se voit moyennement reflétée dans l'approche des SE. Cependant, un premier problème émerge : les SE de provision caractérisent les sociétés qui utilisent la nature pour la subsistance. Les quatre SE de provision identifiés par les *Shuar* (cultures de plantes pour l'alimentation, cultures de plantes pour autres usages, élevage d'animaux pour l'alimentation et élevage d'animaux pour autres usages) ne reflètent pas la richesse de valeurs de la biodiversité qui ont émergé de la description des pratiques des activités de subsistance. Rien n'est dit sur les valeurs identitaires de la biodiversité portées par ces pratiques, rien n'est dit sur sa redistribution et circulation et rien n'est dit sur sa valeur reflétée dans la langue *shuar*, sa cosmovision et sa taxonomie traditionnelle. On pourrait argumenter que ceci est compensé par les 14 SE de régulation identifiés par les *Shuar* (3 de plus que les colons) et par les 11 SE culturels comparés aux quatre identifiés par les colons. Cependant, toutes ces valeurs sont réduites au SE culturel « caractéristiques des systèmes vivants qui permettent l'enquête scientifique ou la création de CET ».

Mais plus étonnant est le manque de considération des institutions formelles ou informelles de gestion comme sources de valeurs de la biodiversité. Aucun des SE identifiés par le CICES ne fait référence aux relations de réciprocité survivantes que maintiennent les *Shuar* avec certains animaux et plantes. Rien n'est dit sur les effets des droits de propriété sur l'importance donnée à la biodiversité lors la distribution territoriale ou sur les processus institutionnels de résistance et de revendication du droit à utiliser la biodiversité pour la subsistance. Également, rien n'est dit sur les messages du passé que portent les pratiques et qui permettent la protection de la biodiversité. Par conséquent, la valorisation de la biodiversité qui peut se faire à l'aide de l'approche des SE est difficilement sensible à sa valeur socioculturelle.

La classification des 18 contributions de la nature aux humains (CNH) proposées par Díaz et al. (2018) (sous-section 2.4.1) devrait permettre de valoriser mieux la biodiversité à travers la compréhension de l'interaction socioécologique entre les *Shuar* et l'écosystème amazonien a été utilisée. Cette expectative se fonde dans l'offre théorique de cette approche qui considère la

culture comme un axe transversal au moment de classifier les bénéfices générés par la nature aux humains. Dans le SSE du fleuve *Numpatkáim*, les 17 CNH (tableau 4) sont disponibles pour la population *Shuar*, neuf de régulation, quatre matérielles, trois non-matérielles et une de maintien des options.

Tableau 4 CNH identifiées par les *shuar* du fleuve *Numpatkáim* et de *Martin Ujukam*.

Type	CNH disponibles	CNH utilisées
CNH de régulation	Création et conservation de l'habitat	X
CNH de régulation	Pollinisation et dispersion des graines	X
CNH de régulation	Régulation de la qualité de l'air	X
CNH de régulation	Régulation du climat	X
CNH de régulation	Régulation de la quantité, de la localisation et de la temporalité de l'eau douce	X
CNH de régulation	Régulation de la qualité de l'eau douce	X
CNH de régulation	Formation, protection et décontamination des sols et des sédiments	X
CNH de régulation	Régulation des risques d'événements extrêmes	X
CNH de régulation	Régulation des nuisibles et des processus biologiques	X
CNH matérielles	Énergie	X
CNH matérielles	Nourriture et aliments	X
CNH matérielles	Matériaux, accompagnement et travail	X
CNH matérielles	Ressources médicinales, génétiques et biochimiques	X
CNH non matérielles	Apprentissage et inspiration	X
CNH non matérielles	Expériences physiques et psychologiques	X
CNH non matérielles	Support des identités	X
Les trois CNH	Maintien des options	X

Tableau 4. X : CNH potentielle identifiée; 0 : CNH potentielle non-identifiée

Il faut souligner que la matérialité des CNH les rendrait compatibles avec les SE de provision. Les SE de provision sont ceux qui témoignent des interactions matérielles d'utilisation de la biodiversité pour la subsistance. Cependant, même si l'approche des CNH offre une meilleure considération théorique de la culture, cela ne se vérifie pas dans les faits. L'application de ce

modèle rend l'appréciation de la valeur socioculturelle de la biodiversité encore plus diffuse que celui des SE. En conclusion, une valorisation de la biodiversité fondée dans la description et l'interprétation des interactions socioécologiques semble constituer un moyen plus fiable de rendre compte de l'importance de la biodiversité pour les cultures indigènes de l'Amazonie.

4.2.6 Analyse de la résilience du SSE

L'analyse de la résilience du SSE sera guidé par les mêmes sept principes utilisés pour le SSE du fleuve *Jambué*, où les mêmes conditions écologiques prévalent : diversité, connectivité, variables de contrôle, pensée systémique, apprentissage, participation et polycentricité (Biggs et al. 2015c). L'analyse sera centrée sur la capacité du SSE à soutenir de manière viable le flux de bénéfices socioculturels que les écosystèmes fournissent présentement à la population *Shuar*. L'unité de production pour la subsistance dans ce SSE est l'*aja*, dans laquelle l'introduction de monocultures de narangille ou papaye est marginale.

4.2.6.1 Diversité et redondance (P1)

Ce SSE se trouve dans la vallée du haut *Nangaritza*, le plus grand fleuve de la zone. À plus grande échelle, le SSE se trouve aussi dans la zone appelée dépression de *Huancabamba*. Cette dépression est une fenêtre d'échange entre des espèces d'altitude (contreforts de l'est des Andes équatoriens) et des espèces des plaines de l'Amazonie équatorienne et de l'ouest des contreforts de la cordillère du Cóndor. Par conséquent, la biodiversité est importante, avec 1281 espèces de plantes vasculaires, 76 espèces d'oiseaux, 74 espèces de mammifères, 72 espèces d'amphibiens et 11 espèces de reptiles (Conservation International 1997; Guayasamin & Bonaccorso 2011). Les mêmes espèces d'importance écologique pour le SSE du *Jambué* (sous-titre 4.1.6.1) et du parc national *Podocarpus* (PNP) s'y retrouvent : l'ours andin (VU), le tapir (*Tapirus terrestris*) (VU), le jaguar (NT) et le puma. Or, le tapir a été nommé 25 fois comme nécessaire pour l'alimentation des *Shuar* (à la différence des deux mentions qu'il a reçu chez les colons). L'apport de viande de brousse par le tapir à une population qui ne pratique généralement pas

l'élevage, pourrait la mettre en danger. Par conséquent, considérant que le tapir est un important disperseur de graines (Naveda et al. 2008), des études sur la durabilité de sa chasse du et de l'impact de la chasse sur cette espèce et les espèces qu'elle dispersent sont nécessaires.

Quatre autres espèces de faune terrestre utilisées pour l'alimentation (*Ateles belzebuth*, *Tinamus tao*, *Penelope jacquacu* et *Columba subvinacea*) et une espèce de poisson (*Chaetostoma branickii*) se trouvent globalement menacées (appendice H). Pour l'instant on ne sait que trop peu sur l'écologie de base de ces espèces et les autres qui habitent ce SSE (i.e. abondances) pour pouvoir déterminer leur capacité de réponse au changement. La variété de réponses que différents éléments d'un SSE peuvent donner à une même perturbation est liée à sa capacité de résilience (Kotschy et al. 2015). D'autre part, on ne sait que très peu sur la similarité fonctionnelle ou la redondance des espèces qui structurent le SSE. La redondance du SSE est donnée par les éléments qui performent une même fonction écologique de manière équivalente. Ainsi, la redondance est une caractéristique qui fournit de l'élasticité au SSE. En conséquence, à cause de ces lacunes d'information, il est difficile de se prononcer sur l'apport de la réponse à la diversité et de la redondance à la résilience du SSE.

Quant à l'aspect social de la diversité et de la redondance, à la différence du SSE du Jambué dominé par les colons, ici les *Shuar* et les colons conforment un SSE ethniquement divers. Cette diversité peut nuire la capacité d'obtention de consensus sur la gestion de la résilience du SSE. D'autre part, les *Shuar* ont développé ici des interactions millénaires avec les écosystèmes amazoniens du sud de l'Équateur (sous-titre 3.2.3). En conséquence, leurs pratiques peuvent apporter des traits de résilience en comparaison avec les pratiques plus intensives des colons. Par exemple, la pratique de l'agroécologie favorise la continuité de la structure trophique des forêts naturelles. Également, les connaissances écologiques traditionnelles (CET) des *Shuar* sont bien adaptées à l'histoire de ce SSE (Huntsinger & Oviedo 2014). Distincts patrons d'utilisation du paysage se sont développés, tous liés par des CET similaires (Erickson 2008; Clement et al. 2015). Par exemple, l'élaboration et la génération de piles de terres noires (Balée 1989; Roosevelt 2014) qui enrichissent les sols agricoles rendent compte aussi de la résilience

de ces CET (Arroyo-Kalin 2010). En conséquence, l'interaction entre les *Shuar* et la nature implique toujours une certaine cosmovision de continuité entre nature et culture (Descola 1986) et des traits de cette cosmovision pourraient être adoptés par les colons et renforcer globalement la capacité de résilience du SSE.

Les institutions informelles *shuar* témoignent aussi de la survivance d'un espace socioculturel conformé par nature et culture (Erickson 2008; Clement et al. 2015). Survit, par exemple, le principe de l'établissement de base, selon lequel l'accès au territoire communautaire (la nature) doit fournir aux familles des ressources pour la subsistance. De même, la propriété et l'accès aux ressources restent communautaires. Ces règles institutionnelles *shuar* apportent aussi globalement à la diversité sociale et à la résilience du SSE. Également, deux modèles institutionnels d'aires protégées cohabitent ici, d'un côté la Réserve Communautaire *Shuar* de Chasse et Pêche *Arutam Nunka*, qui protège la biodiversité à travers son utilisation par les *Shuar*; et de l'autre, la Forêt Protectrice *Alto Nangaritza* (FPAN) et la Réserve Biologique *Cerro Plateado* (RBCP), qui représentent un modèle occidental de préservation de la biodiversité qui limite son utilisation. La complémentarité de ces approches peut résulter intéressante pour renforcer la résilience du SSE (Kotschy et al. 2015). Or, il faut insister sur le fait que le contexte institutionnel chargé de gérer le bien-être de la population *Shuar* a produit plutôt historiquement sa marginalisation. En conséquence, la pauvreté est le facteur socioculturel et socioéconomique le plus menaçant pour la résilience du SSE (Holland et al. 2009).

Finalement, l'unité socioculturelle de production agricole pour les *Shuar*, l'*aja*, cohabite aussi avec l'unité de production socioéconomique des colons, le pâturage. Il y a aussi à ce niveau une diversité d'approches productives. Particulièrement l'*aja*, est une pratique socioculturelle et agroécologique qui reproduit la structure et la fonction des écosystèmes amazoniens (Altieri 1999a, 2009). Cette pratique implique des connaissances et une cosmovision qui peuvent être exportées pour la pratique de l'élevage au moment de réfléchir sur la gestion de la résilience du SSE. En résumé, la diversité biologique du SSE va de pair avec une diversité socioculturelle de pratiques, de connaissances et d'institutions traditionnelles survivantes des *Shuar*. Cette

diversité implique des redondances écologiques et socioculturelles qui peuvent contribuer, bien gérées, à la capacité de résilience du SSE (Ellis 1998). Cependant, le contexte de cette diversité est entouré présentement d'incertitudes et est associé à la marginalisation des acteurs.

4.2.6.2 Connectivité (P2)

La connectivité des éléments qui conforment un SSE est donnée par la structure et par la robustesse des interactions socioécologiques entre les composants du SSE (Dakos et al. 2015). Du point de vue biophysique, la connectivité dans ce SSE implique deux éléments : les aires protégées (AP) et le territoire *shuar*. À la différence de la dynamique source-puits qui explique adéquatement la connectivité biophysique des SSE dominés par les colons du fleuve *Jambué*, ici tant les AP comme le territoire *shuar* sont des sources de biodiversité et de SE. Le territoire socioculturel *shuar*, une mosaïque d'*aja* et de forêts maintient plutôt bien la structure et le fonctionnement des écosystèmes naturels retrouvés dans les aires protégées (réserve *shuar* de chasse et pêche *Arutam Nunka*, forêt protectrice *Alto Nangaritz* et réserve biologique *Cerro Plateado*). Cependant, très peu d'information n'existe sur les processus de dispersion des espèces et cette information est importante car les extinctions locales d'espèces peuvent être compensées par l'afflux d'espèces équivalentes des alentours (Hanski 1991).

La fragmentation est une phase dans une séquence plus large de processus spatiaux qui transforment le paysage par des causes naturelles ou humaines (Forman 1995). La fragmentation, l'insularisation et la dégradation des écosystèmes naturels qui produisent des effets de bordure (Wilcox & Murphy 1985; Murcia 1995) sont moins évidents ici. Comme résultat de cette continuité, le patron de déboisement en arête de poisson prévaut ici (figure 10). Ce patron correspond à une utilisation extensive des forêts, encore bénigne pour la connectivité, et résulte de l'établissement de communautés humaines au long des routes ou des fleuves (Southgate & Whitaker 2004). L'établissement des *Shuar* dans l'Amazonie équatorienne répond à ce patron historique d'établissement et de déboisement (Rudel et al. 2009). Un deuxième patron d'établissement humain et d'utilisation des forêts a été également décrit par Rudel et al.

(2009), c'est un patron intensif, de grands blocs de forêts défrichés, défavorable pour la connectivité et qui permet aux colons de satisfaire la demande régionale et nationale de ressources naturelles. En conséquence, la connectivité entre les écosystèmes naturels et les écosystèmes culturels *shuar* n'est pas abruptement interrompue dans ce SSE.



Figure 10 Patron de déboisement en arête de poisson dans l'Amazonie brésilienne (Ferrante 2011).

Le patron de déboisement en arête de poisson est encore visible dans la portion du SSE dominé par les *Shuar* alors que le patron en grands blocs correspond à la portion dominée par les colons (portion supérieure de la figure 11). La transformation du paysage qui résulte du déboisement est un processus qui comporte en plusieurs phases : la perforation consiste à faire des trous dans un habitat (e.g. des maisons dispersées); la dissection est le découpage d'un habitat résultant de la construction de routes ou de lignes électriques; la fragmentation est le fait de briser un habitat découpé en morceaux largement et inégalement séparés; alors que le rétrécissement est la diminution de la taille des fragments; et l'attrition est leur disparition (Forman 1995). La portion du SSE dominée par les colons a été dédiée à l'établissement de pâturages après 2001. Même si

chez les *Shuar* on distingue une claire tendance à la hausse de la déforestation, particulièrement entre la période 2001-2016, les changements sont moins importants que dans le SSE dominé par les colons.

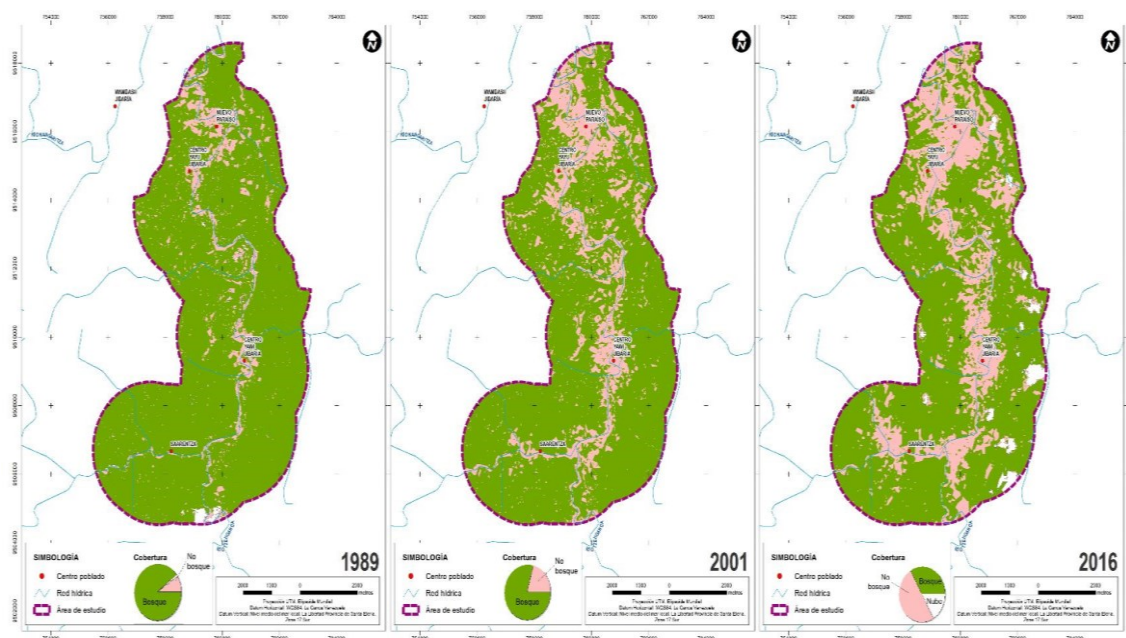


Figure 11 **Changement de la couverture forestière au fleuve *Numpatkáim*.**

Dynamique de changement de la couverture forestière entre les années 1989, 2001 et 2006.

Une analyse préliminaire du changement de la couverture forestière sur une courte période de temps récente (1989-2016) montre que le SSE se trouve dans la phase de fragmentation (il est morcelé, Figure 11). Cependant, le SSE peut commencer bientôt la phase de rétrécissement (où les fragments se réduisent), qui est clairement la phase où se trouvent les forêts de la zone du SSE dominée par les colons (en haut). Le SSE a une surface de 6 510 ha, où 5 841 ha (89,7%) sont des forêts naturelles en 1989. Durant la période 1989-2001, la perte nette de forêt (prise en compte la régénération naturelle) a été de 681 ha, soit 11,7% de la superficie forestière de 1989. Entre 2001 et 2016, la perte nette de forêt a été de 623 ha (réduction de 12,1%). La perte nette totale forestière entre 1989 et 2016 a donc été de 1 304 ha, soit 22,3% par rapport à la superficie

forestière de 1989. Le pourcentage de couverture forestière perdue pendant la même période sur le fleuve *Jambué* a été de 16,8%. Il faut souligner à nouveau l'effet de la colonisation dans la zone de *Nuevo Paraíso* (partie supérieure des images de la figure 11). La transformation du paysage montre sa fragmentation.

Du côté social, les pratiques de subsistance, les connaissances écologiques traditionnelles et les institutions formelles et informelles des *Shuar* témoignent d'une connexion entre nature et culture. Cette connexion permet de espérer un engagement de la population dans une action sociale collective pour le renforcement de la capacité de résilience du SSE (Dakos et al. 2015). Or, il faut considérer que cette forte connexion sociale peut produire aussi des résultats négatifs pour la résilience du SSE. Des rumeurs ou des malentendus culturels peuvent déclencher des comportements négatifs. Par exemple, une action en principe favorable pour la résilience du SSE, comme la reconnaissance d'une AP communautaire, peut être interprétée à cause des rumeurs et des conflits avec l'État équatorien et les colons comme une aliénation injustifiée du territoire *shuar*. Cet exemple illustre également l'interruption partielle de la connexion sociale qui prévaut dans le SSE. Les conflits et les malentendus culturels sont encore nombreux. La population *shuar* n'a aucune confiance dans l'État équatorien et elle soupçonne encore les colons d'être des potentiels envahisseurs. Quant aux fonctionnaires et aux autorités, ils ne tolèrent pas la tendance autarcique des *Shuar* et répètent souvent que l'Équateur est un pays indivisible. Du temps, de la bonne volonté et des connaissances adéquates sont nécessaires pour gérer et pour concilier ces conflits et ces malentendus.

En résumé, la connectivité des composants biophysiques du SSE est forte. Les forêts naturelles, protégées ou non, et les unités productives des *Shuar*, les *aja*, sont bien connectées. La connectivité entre les clans et les familles *shuar* qui conforment les communautés est également forte. La cosmovision de continuité entre nature et culture survit. Or, la robustesse de cette survivance tend à s'affaiblir en raison des arguments socioéconomiques de plus en plus forts qui appellent à la complète assimilation des *Shuar* à la culture latinoaméricaine. Cet affaiblissement est perceptible au niveau du changement du patron d'appropriation du territoire

en arête de poisson, lequel se voit de plus en plus remplacé par un patron d'occupation du territoire par blocs d'exploitation des forêts. D'autre part, la connectivité culturelle entre les *Shuar* et l'État et les colons est toujours en crise. Cependant, les effets causés par ces changements et par cette crise de connectivité transculturelle restent essentiellement inconnus dans ce SSE.

4.2.6.3 Variables de contrôle et rétroactions (P3)

Les variables biophysiques qui contrôlent le SSE du fleuve *Jambué* sont aussi valides ici. Les précipitations et la biodiversité sont les variables « lentes » qui régulent la résilience du SSE (Hirota et al. 2011; Willis et al. 2018). Les précipitations déterminent la distribution des forêts et cette distribution contrôle à son tour, au moins partiellement, les précipitations (Spracklen et al. 2012). L'humidité (la quantité de vapeur d'eau dans l'air) et le débit gazeux sont les variables « rapides », lesquelles changent sur des périodes de temps très courtes et affectent la variable lente précipitation à travers leurs interactions et rétroactions. Les niveaux des précipitations pendant les derniers 21 000 ans ont fluctué significativement (Wang et al. 2017), alors que pendant toute cette période la forêt tropicale a été dominante sans changer en savane (Haffer 1969). Cette tendance des forêts tropicales à rester dans ce régime écologique pendant un long période de temps malgré une variation de la précipitation est un indicateur de la résilience de ces forêts.

Par rapport à la biodiversité, des évidences archéologiques confirment qu'une partie significative de la biodiversité de la région se maintient depuis 8000 ans (Roosevelt 2014). Donc, dans l'ensemble, les dynamiques de ces deux variables biophysiques de contrôle ont permis de maintenir les forêts tropicales qui caractérisent l'ensemble de la région amazonienne dans ce régime pendant en moins 21 000 ans (Wang et al. 2017). Cette dynamique a permis également d'absorber les changements produits par les humains pendant les derniers millénaires.

L'agencement du territoire, les connaissances écologiques traditionnelles et les institutions communautaires locales peuvent compter parmi les variables de contrôle socioculturelles du SSE. D'autres variables peuvent s'ajouter. Considérant, les lacunes présentes, l'agencement du territoire reflète la tendance historique des *Shuar* à transformer les forêts naturelles en forêts culturelles (Descola 1986) et souligne une histoire d'appropriation des bénéfices apportés par les forêts aux *Shuar*. Deux variables rapides affectent la dynamique de l'agencement socioculturel du territoire : la pauvreté et la croissance démographique. La pauvreté affecte particulièrement les populations rurales du pays (INEC 2010). Cette condition est encore plus aigüe quand il s'agit de populations indigènes (Onofa et al. 2012) et quand ces populations se trouvent proches d'AP qui limitent leur utilisation de la biodiversité (Kingman 2007) pour la subsistance. La pauvreté, omniprésente dans les communautés *Shuar* du SSE, est donc une menace importante pour sa résilience. La croissance démographique est une autre menace, surtout quand on considère que les territoires indigènes se réduisent en permanence et que la densité populationnelle augmente. En plus, la population *Shuar*, à la différence des colons, tend à ne pas migrer (Rudel et al. 2013).

La deuxième variable socioculturelle de contrôle du SSE est la connaissance écologique traditionnelle. Ces connaissances, dans le cas des *Shuar*, ont l'avantage d'être historiquement adaptées aux écosystèmes amazoniens, comme il a été montré au sous-titre 4.2.3. Ces connaissances, liées aux pratiques de subsistance, peuvent cohabiter avec les pratiques agricoles de nature socioéconomique des colons pour renforcer la résilience du SSE. La troisième variable socioculturelle de contrôle de la résilience du SSE est les institutions communautaires formelles et informelles qui guident l'utilisation de la biodiversité. Les autres institutions qui guident l'utilisation de la biodiversité et cohabitent avec les institutions *shuar* dans ce SSE appliquent des plans de gestion de la biodiversité basés sur une approche d'ordre et contrôle, laquelle n'a pas apporté de résultats positifs (Holling & Meffe 1996). La cohabitation de différentes approches institutionnelles de gestion de la biodiversité est une opportunité pour innover le domaine des sciences environnementales en Équateur et pour renforcer la résilience des SSE.

En synthèse, les niveaux historiques des précipitations ont permis de maintenir la distribution des forêts tropicales dans cette partie du bassin amazonien au moins pendant les derniers 21 000 ans. L'ample distribution de ces forêts maintient à son tour les niveaux des précipitations. Comme résultat, une importante diversité biologique productive en termes de « services écosystémiques » caractérise les SSE amazoniens. Cette dynamique biophysique a été affectée par le fonctionnement des variables socioculturelles, lesquelles ont permis de transformer cet écosystème en des forêts culturelles. L'agencement humain du territoire, les connaissances écologiques traditionnelles et les institutions communautaires locales, entre autres moins connues, influent sur la dynamique de ces forêts culturelles. En plus, ces facteurs socioculturels fournissent un grand nombre d'opportunités pour développer des approches plurielles, scientifiques, culturelles et institutionnelles de renforcement de la résilience du SSE.

4.2.6.4 Pensée adaptative et cosmovisions (P4)

Deux cosmovisions ou cadres cognitifs (Jones et al. 2011) cohabitent dans ce SSE, une typiquement socioéconomique et l'autre socioculturelle. La cosmovision socioéconomique implique l'application d'une approche d'ordre et de contrôle, tant pour la gestion de la biodiversité comme pour la gestion du développement des populations humaines. Cette cosmovision est propre aux colons, aux fonctionnaires du ministère de l'environnement et aux autres preneurs de décisions liés au développement de la région. Les *Shuar* adoptent de plus en plus cette cosmovision tout en conservant des traits d'une cosmovision socioculturelle. La cosmovision socioculturelle et traditionnelle, encore portée par une bonne partie de la population *shuar* à différents degrés selon les individus, cohabite avec la décision légitime du peuple *shuar*, prise en 1964 avec la fondation de la Fédération *shuar*, de s'intégrer au modèle de développement des sociétés latinoaméricaines. Cette intégration n'a jamais impliqué, pour les *Shuar*, l'acceptation d'une assimilation complète à la culture latinoaméricaine, mais plutôt l'acceptation de ses conséquences positives pour leur développement social.

L'impact socioéconomique de la décision de s'intégrer à l'ordre socioéconomique latinoaméricain pour le développement et le bien-être du peuple *shuar* est en dehors de la portée de cette recherche. En général, la majorité des populations *shuar* souffre toujours de conditions aiguës de pauvreté (Onofa et al. 2012). Ces conditions empirent quand ces populations se trouvent dans les alentours des aires protégées (Kingman 2007). Il faudrait aussi mesurer le degré, négatif ou positif, de cette intégration sur l'autonomie des *Shuar* et sur leur dépendance envers l'état dans un contexte discriminatoire (Kirmayer et al. 2011). Dans ce contexte d'intégration sans assimilation des *Shuar* à l'ordre socioéconomique latinoaméricain, il faut souligner à nouveau que des survivances et des traits de la cosmovision socioculturelle historique de continuité entre nature et culture sont toujours évidents. Ces survivances socioculturelles impliquent l'élargissement des liens socioculturels implicites dans les relations humaines à la nature (Descola 2005) et elles ont encore un impact sur la gestion de la biodiversité et la résilience du SSE.

La considération survivante de la nature comme un doublon de la société (Descola 1986) chez les *Shuar* correspond clairement au trait fondateur du paradigme des SSE et de la résilience (Holling 1973; Holling & Gunderson 2002; Walker et al. 2004; Biggs et al. 2015c). Ces survivances ou continuités pourraient donc trouver une place importante dans la gestion adaptative des SSE (Holling 1973; Funtowicz & Ravetz 1994). Cette ouverture est évidente, par exemple, dans la pratique de l'agroécologie où les critères de gestion ne sont pas la maximisation des rendements ou la mitigation des impacts des pestes, mais plutôt l'adaptation à l'incertitude (Altieri 1999b; Altieri & Nicholls 2007). Également, la cosmovision *shuar* de continuité entre nature et culture coïncide avec le principe socioécologique où les humains ont la capacité de s'autoorganiser et de s'adapter aux changements sur la base des expériences passées (Biggs et al. 2015b). Cette cosmovision survivante des *Shuar* de continuité socioculturelle entre nature et culture peut aussi servir de point de départ pour élaborer une pensée socioécologique dans d'autres SSE habités par des cultures indigènes en Équateur. Dans ce contexte, la résilience est fonction d'une réalité biophysique transformée par les praxis humaines, les institutions communautaires, l'identité culturelle, les réseaux de partage, les langues, les mythologies, les

taxonomies traditionnelles, les gestes de réciprocité envers la nature, la distribution et l'accès à la propriété et une conception utilitaire de la biodiversité.

En résumé, les colons qui se trouvent dans ce SSE, ainsi qu'une partie des familles *Shuar*, ont une interaction socioéconomique avec la nature. Cependant, dans ces familles *Shuar* « converties » et dans les autres familles *Shuar* qui gardent différents degrés de leur mode de vie traditionnel, survit une interaction socioculturelle avec la nature. Ces survivances sont des sources de résilience du SSE et des traits socioculturels de la cosmovision et de l'identité *Shuar*. Ce SSE pourrait être une source d'innovation pour l'application et le suivi de différentes approches adaptatives de gestion de la biodiversité et de la résilience des SSE dans le pays.

4.2.6.5 Apprentissage (P5)

L'apprentissage est un processus participatif et pluriel de construction de connaissances (Cundill et al. 2015). Les connaissances écologiques traditionnelles (CET) du peuple *shuar* ont été construites pendant six millénaires (sous-titre 4.2.3), en contraste avec les connaissances des colons sur ce SSE, qui n'ont que 21 ans d'élaboration et ont été forgées dans les vallées andines. En conséquence, les connaissances des *Shuar* sont bien adaptées à l'écosystème amazonien. Elles prennent bien en compte les bénéfices et les dommages que les fonctions écologiques de la biodiversité causent à leurs activités de subsistance. Par exemple, les connaissances agroécologiques (sous-titre 4.2.3.3) sur l'importance des terres noires ou sur la reproduction de la structure trophique des forêts naturelles dans les *aja* contribuent à maintenir la résilience du SSE. Dans le cas des communautés *shuar*, ces connaissances leur permettent également d'assurer raisonnablement leur sécurité alimentaire.

Le processus de compréhension écologique est caractéristique de SSE résilients où les humains sont bien adaptés à leur environnement et il implique l'accomplissement de quatre attributs (Turner & Berkes 2006). Premièrement, les connaissances s'accumulent progressivement dans un groupe social, comme résultat de l'observation détaillée de l'écosystème et de ses

composants. Deuxièmement, un système de croyances prévient l'avènement de crises d'épuisement de ressources. Troisièmement, il y a des manières linguistiques d'encoder, de communiquer et de diffuser les CET. Quatrièmement, des institutions consolident les pratiques et les connaissances traditionnelles. Tel que vu précédemment, trois de ces attributs sont présents dans la dynamique socioculturelle du SSE du fleuve *Numpatkáim*, alors qu'il n'existe pas d'évidence historique d'une crise d'épuisement des ressources dans la région (Roosevelt 2014). Comme résultat, les CET des *Shuar* sont adaptées au SSE. Les CET des *Shuar* pourraient aussi orienter convenablement les colons afin de s'adapter à leur nouvel écosystème adéquatement, et de ce fait assurer la résilience du SSE. Malheureusement, les CET des *Shuar* ne guident pas les pratiques des colons et elles ne sont pas non plus prises en compte pour la génération des plans de gestion des écosystèmes protégés de la zone (Parc national *Podocarpus*, réserve *Cerro Plateado* et forêt protectrice *Nangaritza*). Les barrières linguistiques et culturelles peuvent expliquer cette exclusion.

En résumé, les CET des *Shuar* sont millénaires et elles sont bien adaptées à l'écosystème amazonien où elles ont été forgées. Les CET des *Shuar* correspondent à leur cosmovision d'une interaction de continuité entre nature et culture. Cependant, l'abandon de CET lors du passage de l'échelle locale des activités socioculturelles de subsistance des *Shuar* à l'échelle nationale avec une vision socioéconomique, peut menacer la résilience du SSE. L'apprentissage des connaissances traditionnelles des *Shuar* a suivi un processus de compréhension écologique sans besoin d'un collapse écologique comme moteur d'apprentissage. Cependant, ce processus d'accumulation de connaissances est ignoré quand il s'agit d'améliorer la durabilité des activités des colons et de mettre-en-œuvre des plans de gestion des écosystèmes et des AP amazoniens.

4.2.6.6 Participation (P6)

La participation des populations locales, particulièrement celles qui dépendent dans une grande mesure de la biodiversité pour survivre, est un principe fondamental pour construire la résilience des SSE (Leitch et al. 2015). Cependant, les populations *shuar* sont généralement exclues des

processus globaux et nationaux de prise de décision politique et environnementale qui les affectent directement (Rudel et al. 2013). Cette exclusion des populations indigènes, qui se répète partout dans le monde, a résulté en des patrons d'iniquité persistants qui affectent négativement la résilience des SSE où ces populations habitent (Kirmayer et al. 2011). Cependant, l'exclusion peut aussi résulter en des stratégies de réponse des populations exclues qui peuvent renforcer la résilience des SSE (Gerique et al. 2017). Par exemple, les populations exclues peuvent essayer de trouver un sens à leurs difficultés, en cherchant des réponses aux problèmes auxquels elles font face dans leur identité, leur histoire, leur cosmovision ou leurs valeurs (Kirmayer et al. 2011). La survivance des valeurs socioculturelles *Shuar* au contact, au colonialisme et au postcolonialisme est une évidence de cette résilience communautaire qui peut s'élargir aux SSE que les *Shuar* occupent.

La participation de la population *shuar* dans la gestion environnementale de la région pourrait informer les autorités des réponses adaptatives des écosystèmes amazoniens locaux à leurs pratiques de subsistance (Huntsinger & Oviedo 2014). Les populations *Shuar* pourraient aussi participer dans des programmes de suivi des réponses écologiques des écosystèmes amazoniens aux effets de leurs pratiques culturelles de subsistance (Danielsen et al. 2005). Par exemple, des programmes de suivi pourraient reporter, à l'échelle des *aja* et des forêts naturelles environnantes, les changements (présence, abondance) dans les populations des plantes et des animaux sauvages quand l'agroécologie est remplacée par des pratiques agricoles plus intensives. La participation des *Shuar* dans ces potentiels programmes de suivi pourrait permettre de se prononcer sur la résilience de leurs territoires, en fonction de la biodiversité et de la connectivité de leurs SSE (Huntsinger & Oviedo 2014).

Des processus de participation pourraient aussi permettre aux décideurs de comprendre les motivations et besoins des populations *shuar* pour s'engager dans l'utilisation de leurs écosystèmes. L'adéquation et adaptation des décisions environnementales à ces motivations et besoins pourraient renforcer positivement la capacité de résilience des SSE de la zone (Huntsinger & Oviedo 2014). Par exemple, permettre et suivre l'installation de terres de travail communautaires (Kremen & Merenlender 2018) localisées aux alentours des AP pourrait renforcer la résilience de ces dernières. Un changement d'approche et d'orientation depuis l'approche d'ordre et de contrôle pour la gestion des AP vers une gestion adaptative du SSE au complet pourrait avoir lieu (Holling & Meffe 1996). Ces initiatives potentielles d'encouragement de la participation des populations locales et de mise-en-œuvre de la gestion adaptative des SSE répondent à un essor global d'approches décentralisées de gouvernance des ressources naturelles (Ban et al. 2017; Jayaprakash & Hickey 2019).

En synthèse, la population *shuar* souffre d'exclusion et d'iniquité au niveau des processus de prise de décision politique et environnementale, ce qui est une menace pour la résilience du SSE. Cependant, les *Shuar* ont aussi développé des stratégies de lutte contre ces conditions négatives. Le maintien des valeurs socioculturelles de la nature est une évidence de résilience communautaire qui peut s'élargir aux SSE. D'autre part, l'inclusion et la participation de la population devrait permettre aux décideurs de comprendre les logiques d'appropriation de la biodiversité des *Shuar*. En Équateur, les populations locales s'intéressent et généralement participent quand elles sont incluses dans des programmes de suivi communautaire sur l'état de la biodiversité dans leurs SSE (Townsend et al. 2005). En conséquence, la participation des acteurs locaux est une condition pour s'engager dans des processus de gestion adaptative de SSE, alors que la compréhension des logiques des acteurs locaux par les fonctionnaires est une condition potentiellement positive pour la résilience des SSE.

4.2.6.7 Gouvernance polycentrique (P7)

L'organisation de la gouvernance dans ce SSE dépend d'institutions *shuar* formelles et informelles et du gouvernement équatorien. Du côté formel, la fédération des centres *shuar* (FCSH) a pour objectif d'assurer la reconnaissance des droits de propriété collective du peuple *shuar* sur leurs territoires ancestraux et d'encourager la poursuite de conditions de vie personnelles, familiales et sociales dignes pour les *Shuar* (Juank 2016). Cependant, le gouvernement équatorien intervient à travers le Ministère de l'environnement dans le territoire ancestral *shuar* pour établir des aires protégées ou pour céder des concessions pour exploiter des ressources naturelles, particulièrement des minéraux. Le Ministère de l'inclusion économique et sociale fournit aussi certains bénéfices à la population *shuar*, comme les bonifications d'aide sociale et des infrastructures (e.g. des routes). En conséquence, dans ce SSE, l'état équatorien reconnaît l'autonomie des territoires *shuar*, cependant cette autonomie n'existe que sur papier.

D'autre part, des traits d'institutions traditionnelles informelles *shuar* survivent également. L'agencement de la nature, les connaissances traditionnelles, les gestes de réciprocité envers la nature, la résistance sociale qui revendique l'utilisation de la nature pour la subsistance et les droits de propriété conformément cet ensemble de traits d'institutions informelles *shuar* survivantes. Dans ce contexte, il faut souligner la survivance d'une institution informelle *shuar* qui reste liée à la notion du peuple *shuar* de développement et à celle de résilience socioécologique : le *tarímiat pujustin*. Le *tarímiat pujustin* (l'établissement de base) est une idée traditionnelle de nature discursive (Schmidt 2008) qui implique la possession par chaque famille d'un territoire partagé entre une zone plane fluviale et une zone haute de montagne (cordillère du Cóndor) qui garantit l'accès à une diversité de ressources naturelles qui contribuent au bien-être des familles *shuar*. Cette notion institutionnelle de développement et de résilience communautaire (Kirmayer et al. 2011) est clairement équivalente à la notion scientifique de résilience socioécologique et de coordination institutionnelle. Elle est fondée sur des valeurs culturelles qui ont persisté malgré l'adversité historique et qui sont issues du renouvellement de l'identité *shuar* (Meiser 2015). Il s'agit d'une idée culturelle valide pour les individus de

l'importance de l'histoire collective, de la richesse de la langue et de la tradition et de l'importance de la coordination et du militantisme pour revendiquer l'utilisation de leur territoire et de leurs ressources naturelles (Kirmayer et al. 2011).

Ces traits survivants des institutions traditionnelles *shuar* et les institutions formelles *shuar* et de l'état équatorien conforment le système de gouvernance de ce SSE (O'Connell et al. 2015). Cependant, ces institutions n'interagissent pas pour l'élaboration de politiques et d'actions de développement ou de protection de la nature. Chaque institution cherche à accomplir ses fonctions sans développer d'effort de collaboration (De la Fuente 2014). En conséquence, la gouvernance dans le SSE n'est pas polycentrique et de ce fait elle ne garantit pas la résilience du SSE.

En résumé, la structure pour la mise-en-place d'une approche de gouvernance polycentrique est disponible dans ce SSE. Cette structure implique les institutions formelles de l'État, l'institution formelle *shuar* et les institutions informelles *shuar*, qui affectent les décisions quotidiennes des populations *shuar* qui se trouvent dans ce SSE. Cependant, le fonctionnement de ces institutions n'est pas coordonné et elles n'interagissent pas pour atteindre des objectifs communs de développement ou de résilience socioécologique. En conséquence, le fonctionnement institutionnel dans ce SSE ne correspond pas au principe d'une gouvernance polycentrique qui favorise sa résilience. Or, la notion *shuar* du *tarímiat pujustin* (l'établissement de base) est une notion de coordination et de résilience individuelle et collective qui peut soutenir l'implémentation d'une gouvernance polycentrique dans le SSE. De même que le renforcement de la participation des populations locales dans la gestion des écosystèmes de la région, l'implémentation de la gouvernance polycentrique serait aussi une opportunité pour développer des recherches sur la gouvernance pour la résilience dans la région.

4.2.6.8 Bilan de l'analyse de la résilience du SSE

La diversité biologique dans ce SSE est élevée, de même que la diversité socioculturelle des pratiques, des connaissances et des institutions *shuar*. Cette diversité implique des redondances écologiques et socioculturelles qui peuvent contribuer à la capacité de résilience du SSE. En termes historiques, l'agencement de la nature par les *Shuar* a eu un impact significatif sur les forêts et la végétation naturelle (Bush et al. 2015), de telle manière que ces forêts peuvent être mieux conceptualisées comme des forêts culturelles (Balée 2013). Par exemple, la pratique de l'agroécologie à l'intérieur des forêts naturelles contribue aussi à la connectivité entre les dimensions écologiques et culturelles des SSE de la région. Cette connectivité et la continuité de la coévolution entre nature et culture (Erickson 2008; Schmidt et al. 2014) dans ces forêts culturelles témoigne de la résilience écologique des SSE amazoniens (Balée 2013).

Les tendances des variables de contrôle biophysique (précipitations et biodiversité) ne sont pas menacées dans le court terme. Du côté social, les indicateurs de bien-être et de qualité de vie (selon les critères occidentaux) restent déficitaires. Cependant, des stratégies communautaires historiques de proximité avec la nature permettent d'amortir ces déficiences. Par exemple, l'utilisation de la biodiversité permet de satisfaire les besoins de subsistance de la population. Les CET et les institutions locales guident cette utilisation. Ainsi, ces facteurs socioculturels d'interaction socioécologique contribuent au bien-être de la population et sont aussi des facteurs de résilience des SSE (Davis 2009; Balée 2013). La dynamique de fonctionnement de ces facteurs a aussi l'avantage d'être enracinée dans l'histoire culturelle *Shuar*, et de ce fait, elle facilite l'adaptation du SSE aux changements (Hunn 1999). En plus, ces facteurs font partie d'une cosmovision socioculturelle survivante du peuple *shuar* qui renforce aussi la résilience du SSE.

Toutes les familles *shuar* gardent différentes expressions de leurs vies traditionnelles liées à l'utilisation de la nature pour la subsistance. Cette cosmovision socioculturelle survivante est aussi l'une des sources de résilience du SSE. Par exemple, l'impact des pratiques

agroécologiques il y a 6 000 ans s'étendait 25 km autour des centres *shuar* en terre ferme et 10 km le long des fleuves. Dans ces zones, des 16 000 espèces de plantes ligneuses de l'Amazonie, 227 étaient dominantes et 85 étaient domestiquées ou semi-domestiquées avant le contact. Vingt de ces 85 espèces domestiquées sont toujours dominantes dans le présent (Piperno et al. 2015; Levis et al. 2017), ce qui témoigne de la résilience du SSE en réponse à la pratique de l'agroécologie et à d'autres pratiques de subsistance (Gómez-Pompa & Kaus 1999). En fait, il a été établi que l'augmentation de la fréquence (temps) des événements de perturbation « pour la subsistance » augmente le taux de récupération des forêts (Cole et al. 2014).

Pour renforcer la capacité actuelle de résilience du SSE, la participation de la population locale est fondamentale. Cependant, pour l'instant ce n'est pas le cas. Or, la population *shuar* a développé des stratégies de lutte contre l'exclusion. La survivance de traits de l'agencement du territoire, des connaissances traditionnelles et des institutions communautaires sont sources de résilience communautaire. Elles ont le potentiel de s'élargir à la résilience du SSE, considérant la cosmovision survivante de continuité entre nature et culture qui persiste chez les *Shuar*. Cet impact potentiel positif de l'élargissement des stratégies de résilience communautaire à l'écosystème doit être évalué, de même que les effets positifs ou négatifs du l'établissement potentiel d'une gouvernance polycentrique pour le SSE. Pour l'instant la gouvernance est monocentrique, basée sur une approche verticale d'ordre et contrôle, du haut (le ministère de l'environnement) vers le bas (les territoires locaux). Une gouvernance polycentrique, où participent plusieurs acteurs, pourrait renforcer la capacité de résilience du SSE.

CHAPITRE 5

DISCUSSION ET CONCLUSION

L'objectif de cette recherche était de valoriser l'importance de la biodiversité à travers la compréhension de l'interaction socioécologique entre la nature et deux groupes culturels du sud de l'Amazonie équatorienne, les colons et les indigènes *Shuar*. Les interactions socioécologiques ont été présentées par le biais de la description de l'agencement de la nature pour la subsistance, les connaissances écologiques et les institutions communautaires locales. La compréhension de ces interactions socioécologiques m'a ensuite permis d'interpréter la valeur de la biodiversité pour les deux groupes culturels étudiés et d'évaluer leur résilience pour la provision de bénéfices socioculturels et économiques.

L'interprétation des valeurs de la biodiversité montre qu'une valorisation socioéconomique de la biodiversité est pertinente dans le SSE dominé par les colons. Ici, les approches de valorisation de la biodiversité des services écosystémiques (SE) et des contributions de la nature aux humains (CNH) peuvent être appliquées. Dans le SSE dominé par les *Shuar*, une évaluation socioculturelle de la valeur de la biodiversité est pertinente en sus de l'évaluation socioéconomique, puisqu'elle témoigne de la persistance historique de certains traits des relations humaines élargies à la biodiversité. Ces traits survivants se sont souvent hybridés avec des traits de la culture latinoaméricaine. Par conséquent, je suggère ici l'intégration de l'approche socioéconomique des SE ou des CNH avec une approche socioculturelle d'évaluation de la biodiversité.

Dans les deux SSE, les valeurs socioéconomiques et socioculturelles de la biodiversité structurent l'interaction entre nature et culture (Gatzweiler 2014). En conséquence, l'analyse de la résilience de ces interactions socioécologiques est aussi importante. Pour cela, j'ai utilisé l'approche de Biggs et al. (2015c) afin d'évaluer la résilience en fonction de la capacité des écosystèmes de soutenir durablement l'approvisionnement de SE. Les résultats indiquent une

plus grande résilience du SSE dominé par les colons. Le SSE dominé par les *Shuar* semble moins résilient à cause de l'avancée de la colonisation et de l'intervention de l'état dans le territoire *shuar*, ainsi que leur transculturation qui provoque des changements importants de leurs valeurs socioculturelles traditionnelles.

La transculturation est un processus de changement des valeurs traditionnelles (Malinowski 1963) d'une culture qui se « branche » à une autre culture (Amselle 2001). La transculturation des *Shuar* a façonné leurs représentations du monde (Meiser 2015) et de la biodiversité. L'ethnohistoire des *Shuar* (sous-section 3.2) montre une hybridation entre leur interaction traditionnelle de continuité socioculturelle entre nature et société et une interaction socioéconomique où la nature est représentée comme un ensemble de biens et services séparés de leur culture (García Canclini 1990). Cependant, l'étendue, la profondeur et l'intensité de cette hybridation sont contrôlées par les survivances culturelles (Gouldner 1960; Didi-Huberman 2002). Par exemple, la pratique de l'agroécologie conserve des connaissances millénaires concernant l'utilisation des terres noires pour préparer les sols à la pratique de l'agriculture (sous-titre 3.2.2.1). Ces survivances dans la culture *Shuar* sont présentement des valeurs de la biodiversité et constituent des facteurs de résilience dans leur interaction avec la nature.

Avant d'approfondir la discussion des résultats de cette recherche, trois perspectives méthodologiques utilisées dans cette recherche interdisciplinaire réalisée au sein d'un département de biologie méritent d'être expliquées : 1) La démarche interprétative de valorisation de la biodiversité; 2) L'approche interdisciplinaire d'analyse de l'interaction socioécologique, et 3) La nature qualitative des données et de leur analyse. Par rapport à la démarche d'interprétation de la valeur de la biodiversité, j'ai assumé que son appropriation pour assurer la subsistance humaine était nécessairement l'une des sources de sa valeur (Spangenberg et al. 2014). Cependant, cette importance ne peut pas être exprimée de façon précise en lui donnant un prix ou en l'exprimant comme des outils écologiques de gestion quand il s'agit de populations humaines qui transforment la nature par la pratique de leurs activités de subsistance pour ainsi créer une valeur de la biodiversité (Munn 1992). Pour les *Shuar*, la description de

leur appropriation de la biodiversité a révélé la valeur qu'ils lui accordent et cette valeur a été interprétée via la compréhension de ces interactions (Graeber 2001). La résilience de ces interactions a aussi été analysée car elle est particulièrement importante pour les sociétés rurales et indigènes de l'Amazonie qui dépendent encore, à différents degrés, de l'appropriation de la biodiversité pour assurer leur subsistance (Ellis 1998).

Deuxièmement, l'étude de l'importance de la biodiversité a été traditionnellement le domaine de l'écologie et de l'économie (Potvin 1997). Par contre, les études interprétatives de l'importance de la biodiversité à travers son appropriation par les humains est un domaine de l'anthropologie (Munn 1992; Graeber 2001). Dans ma recherche, j'ai donc suivi une approche interdisciplinaire d'intégration de ces trois disciplines pour étudier la valeur de la biodiversité. L'écologie s'est imposée avec le paradigme de la valeur intrinsèque de la biodiversité, lequel est un des postulats de base de la biologie de la conservation (Soulé 1985). Également, l'écologie est à la base de plusieurs concepts utilisés dans le domaine de la résilience des SSE (e.g. réponse de la diversité, connectivité, variables de contrôle et rapides des SSE). L'économie écologique est la discipline qui a donné naissance aux notions de services écosystémiques et en général à l'étude des bénéfices fournis par la nature aux humains (Costanza et al. 2017). Enfin, j'ai dû me familiariser avec plusieurs paradigmes de l'anthropologie qui ont permis de comprendre la problématique sociale des interactions socioécologiques, comme l'histoire écologique (Roosevelt 1989; Balée 2006) et l'anthropologie de la nature (Ingold 2000a; Descola 2005), lesquels font partie de la sous-discipline de l'anthropologie environnementale (Vayda & Mccay 1975; Orlove & Brush 1996).

Troisièmement, la description de l'interaction entre les sociétés des colons et des *Shuar* et l'écosystème amazonien a été de nature qualitative exclusivement. Les recherches qualitatives permettent de comprendre les cosmovisions individuelles et communautaires et les manières dont les individus et les sociétés se comportent et agissent face à la biodiversité (Jones et al. 2011). Ainsi, elles permettent de témoigner des constructions sociales de la réalité (CRSH et al. 2014), ce qui n'est pas le domaine des méthodes quantitatives en écologie ou en économie. Par

exemple, les entrevues semi-structurées ont capté la mythologie *Shuar* survivante chez les usagers de la biodiversité. Également, les entrevues qui ont été faites dans les *aja* pendant les journées de travail ont permis de comprendre que les *Shuar* cherchaient à imiter la « structure trophique » des forêts. Cette information, obtenue grâce à l'observation sur le terrain, n'aurait pas pu être capturée par des méthodes hypothético-déductives. Par conséquent, les recherches qualitatives mettent l'accent sur les qualités des processus et sur des significations culturelles qui ne sont pas examinées quantitativement (Jones et al. 2011).

Dans ce contexte interdisciplinaire, j'ai établi que le SSE du fleuve *Jambué*, dominé par des populations de colons, est caractérisé par une interaction socioéconomique avec la biodiversité. Les 15 familles *shuar* du centre *Martin Ujukam* partagent cette forme d'interaction. Le SSE du fleuve *Numpatkáim* est quant à lui caractérisé par la cohabitation de deux types d'interactions avec la biodiversité. D'une part les colons qui se trouvent dans le hameau *Nuevo Paraiso* et certaines familles et individus *shuar* qui ont décidé d'adopter cette cosmovision ont une interaction avec la biodiversité de nature socioéconomique. D'autre part, ces familles *Shuar* qui se sont occidentalisées et le reste des familles *shuar* qui maintiennent leur cosmovision traditionnelle maintiennent une interaction socioculturelle de subsistance avec la biodiversité à travers des traits survivants. C'est dans ces deux contextes que doivent être discutées les valeurs de la biodiversité et les capacités de résilience des SSE étudiés au cours de cette recherche.

5.1 Valeurs de la biodiversité

5.1.1 Un système de valeurs socioéconomiques : SSE du fleuve *Jambué*

L'interaction entre les colons et la biodiversité dans le SSE du fleuve *Jambué* n'est pas forte, et elle est de nature socioéconomique. L'interaction avec la biodiversité n'est pas forte car c'est plutôt l'attachement des colons aux marchés régionaux de biens et services qui détermine leur subsistance. L'approvisionnement de biens et services dont ils ont besoin dépend des revenus qu'ils perçoivent de la pratique de leurs activités salariées. La subsistance des colons est donc

liée à leur capacité de trouver des emplois occasionnels et à se construire des réseaux de clients dans la ville de *Zamora* pour la vente au détail de leurs produits provenant de l'élevage, particulièrement du lait. Cette connexion avec le marché régional implique quand même une utilisation marginale de la biodiversité pour compléter occasionnellement leur subsistance. Par conséquent, avec l'augmentation des revenus, les colons remplacent les pratiques d'appropriation de la biodiversité par l'achat de biens manufacturés (Rudel et al. 2009). Le centre *shuar Martín Ujukam*, qui se trouve aussi dans ce SSE, partage avec les colons cette relation avec la biodiversité. Cependant, certains individus de ce centre possèdent encore des traits de l'interaction socioculturelle avec la biodiversité qui caractérise les *Shuar*.

L'économie de subsistance des colons du SSE du fleuve *Jambué* implique aussi une diversification des sources de revenus (Ellis 1998). Plusieurs activités marchandes structurent les économies de subsistance des colons, et cette structure est complétée occasionnellement par d'autres activités liées à l'utilisation de la biodiversité (chasse, pêche, agriculture, élevage). Cependant, la structure des économies de subsistance des colons fondée surtout sur sa connexion avec les marchés locaux, a une histoire récente (sous-titre 3.2.2.4). Les premiers colons sont arrivés vers la fin des années 1960; ils ont consolidé leur présence dans les années 1970 et ont complété l'appropriation de ce territoire dans les années 1980. L'interaction entre les colons et la nature a été forgée dans les vallées andines et les *páramos* d'où ils sont originaires. Ces interactions tendent à rester « imprégnées » dans les groupes sociaux (Jones et al. 2011). Par conséquent, l'interaction des colons avec la biodiversité amazonienne reste inadaptée à la réalité biophysique des écosystèmes de l'Amazonie.

L'interaction entre nature et culture dans ce SSE dominé par les colons est plutôt cohérente avec l'attribution d'une valeur marchande à la biodiversité. Cette valeur marchande est compatible avec le paradigme dominant de valorisation de la biodiversité à travers les SE (Braat & de Groot 2012; Spangenberg & Settele 2016). Les colons transforment les forêts en pâturages et coupent les arbres pour obtenir de l'argent (Mejía & Pacheco 2013b). En d'autres mots, l'interaction des colons avec la biodiversité est de nature socioéconomique et considère cette dernière comme

capital naturel (Costanza & Daly 1992; Arrow et al. 2004; Costanza et al. 2017). Ce capital naturel est conformé par les SE qui fluent de la nature vers les familles de colons suivant un modèle de cascade (Haines-Young & Potschin 2018). Ce modèle à sens unique est aveugle au pouvoir des humains pour se procurer ces SE (Spangenberg et al. 2014). Dans ce contexte, 42 des 83 classes de SE de provision, régulation et culturels (12 de provision, 19 de régulation et 11 culturels) sont potentiellement disponibles pour la population de colons du SSE du fleuve Jambué et 20 sont utilisés : cinq de provision, 11 de régulation et quatre culturels. Les cinq SE de provision identifiés indiquent un agencement humain pour se les approprier et de ce fait, ils reflètent la faible connexion des colons avec la biodiversité comme fournisseuse de bénéfices pour leur bien-être.

Malgré le faible lien des colons avec la biodiversité, ils utilisent quand même 75 espèces de plantes et d'animaux, un nombre important si on le compare à la biodiversité connue ou appropriée dans les villes des pays développés ou en développement. Le nombre de SE de régulation identifiés (19) est plus élevé que le nombre de services de provision identifiés (12), probablement à cause des bénéfices que les SE de régulation apportent à leurs activités de subsistance. Quant aux SE culturels disponibles, i.e. les bénéfices immatériels fournis par la biodiversité (Haines-Young & Potschin 2018), quatre ont été reconnus, moins de la moitié des 11 SE culturels potentiels disponibles dans le SSE. Ces résultats indiquent que l'interaction des colons avec la biodiversité est faible et de nature principalement socioéconomique. Les colons valorisent les SE de régulation et utilisent en général la biodiversité pour compléter leur revenu dirigé à l'achat de biens et services dans les marchés régionaux. Par conséquent, la classification et la valorisation des SE à travers le modèle dominant des SE est applicable ici. Les programmes de paiement pour services écosystémiques favorisent des options de gestion des SE fondées sur des négociations de marché ou de quasi-marché, étayées par l'attribution de droits de propriété, pour atteindre des niveaux socialement optimaux d'externalités environnementales liées à l'utilisation des SE (Muradian et al. 2010). Avec cet objectif, le programme de paiement pour services écosystémiques *sociobosque* est une option viable de gestion de la biodiversité qui a

été utilisée en Équateur depuis 2008. Cette viabilité sera discutée plus profondément en relation à la résilience du SSE (sous-titre 5.2.1).

Par rapport à la classification des contributions de la nature aux humains (Díaz et al. 2018), son application s'est révélée plutôt redondante à l'évaluation classique des SE et n'a pas permis de reconnaître d'autres expressions socioculturelles de la valeur de la biodiversité. Ici, 12 CNH ont été finalement identifiées (8 de régulation, 3 matérielles et celle de maintien des options). Aucune CNH immatérielle n'a été identifiée. Ces résultats reflètent deux limitations de l'approche : 1) La notion des CNH découle d'un important travail de synthèse des SE et pour cette raison ne diffère pas de manière significative de celle des SE. Avec les CNH, les SE semblent avoir reçu simplement un autre nom, alors qu'à l'instar des SE elles peuvent être évaluées monétairement (Braat 2018); 2) L'approche des CNH empêche de reconnaître, comme c'est également le cas pour celle des SE, d'autres expressions socioéconomiques et culturelles d'importance pour la biodiversité (e.g. survivances socioécologiques, connaissances traditionnelles, institutions communautaires ou cosmovisions, entre autres). Par conséquent, l'application de cette approche n'a pas apporté des résultats significativement différents de ceux des SE.

5.1.2 Un système de valeurs socioculturelles : SSE du fleuve *Numpatkáim*

Dans le SSE du fleuve *Numpatkáim* survit la connexion socioculturelle entre la biodiversité et la population *shuar*. Cette connexion socioculturelle cohabite avec la connexion socioéconomique établie par plusieurs familles *shuar*. Ainsi, dans la classification des SE, plus des deux-tiers des 42 classes de SE potentiellement disponibles ont été identifiées (4 de provision, 14 de régulation et 11 culturels), soit plus du double des colons. Cette classification d'ordre principalement socioéconomique montre malgré toute la survivance des aspects socioculturels. De la même façon, les 17 CNH disponibles pour les *Shuar*, lesquelles donnent en théorie une importance fondamentale à la culture, ont été aussi identifiées (12 ont été identifiées par les colons). Par conséquent, ces classifications témoignent de la survivance de

l'importance socioculturelle de la biodiversité. Cependant, les valeurs socioculturelles de la biodiversité qui émergent de la description des pratiques des activités de subsistance (e.g. partage), des connaissances écologiques traditionnelles (e.g. taxonomie traditionnelle) et des institutions communautaires locales (e.g. réciprocité) sont sous-estimées. Les deux approches réduisent l'importance culturelle de la biodiversité pour les *Shuar*.

L'approche alternative de la valorisation relationnelle de la biodiversité permet de comprendre de manière plus complète les interactions qui existent entre les *Shuar* et la biodiversité. Les valeurs relationnelles sont des préférences et des principes associés à des relations interpersonnelles articulées par des normes sociales et elles ne sont donc pas liées à des objets ou à des sujets, mais dérivent plutôt des relations avec eux (Chan et al. 2016). L'agencement de la nature pour la subsistance est une valeur relationnelle qui survit dans la culture traditionnelle *Shuar* et probablement dans d'autres cultures indigènes du monde (Ingold 2000b; Descola 2005; Balée 2013). Par exemple, l'action de transformation de la forêt en *aja* implique le maintien d'une relation avec les forêts lesquelles fournissent aux *Shuar* des ressources pour leur subsistance. Ces relations avec la biodiversité exprimées à travers l'agencement de la nature ne sont pas identifiées dans les modèles des SE et des CNH. Dans le modèle des SE elles ont été réduites à quatre services de provision fournis par 78 espèces de plantes et d'animaux (appendice H) et dans les CNH l'importance de cet agencement n'est pas clairement formulée.

L'appropriation culturelle des écosystèmes est guidée par les connaissances écologiques traditionnelles (CET) (Atran 1999), qui sont aussi des valeurs relationnelles et socioculturelles de la biodiversité (Hunn 1999; Berkes 2012). Les CET sont considérées dans le modèle des SE comme « des caractéristiques des systèmes vivants pour la création » et dans les CNH comme permettant « apprentissage et inspiration ». Il est donc évident que les spécificités et la complexité des CET des *Shuar* deviennent effacées par ces descriptions. Par exemple, les langues sont des constructions socioculturelles qui donnent une signification aux représentations sociales et naturelles de la biodiversité comme il a été établi, par exemple, chez les Maya au Mexique (Toledo & Barrera-Bassols 2008). À travers les langues, les CET sont développées,

encodées et transmises (Maffi 2005). La langue *shuar* est alors une valeur socioculturelle de la biodiversité qui n'est pas identifiée dans les évaluations de la biodiversité des SE et des CNH.

Les représentations cosmologiques ou mythes des *Shuar* sont une autre dimension de la valeur des CET. Les mythes sont des récits graphiques, des concepts intuitifs, sociaux et biologiques, qui décrivent des faits naturels influencés par la culture (Feyerabend 2013). Les représentations cosmologiques, en tant que valeurs socioculturelles de la biodiversité, sont beaucoup plus que « des caractéristiques des systèmes vivants qui ont des significations symboliques, sacrées ou religieuses » ou qui sont « utiles pour la création de représentations culturelles » ou qui « ont une valeur patrimoniale », comme proposé dans le modèle des SE (Fischer & Young 2007). Les cosmovisions sont aussi beaucoup plus que des CNH non-matérielles (Kenter 2018). La valeur de la mythologie *shuar* n'est donc pas reconnue dans les classifications des SE et des CNH.

La taxonomie traditionnelle *Shuar* est également une dimension de valeur socioculturelle de la biodiversité exprimée à travers les CET (Bulmer 1967). Elles expriment l'ordre attribué à la biodiversité et expliquent sa place dans l'ordre du monde *shuar* (Feyerabend 2013; Chan et al. 2016). En outre, la taxonomie traditionnelle explique le rapport entre les espèces d'importance culturelle et leur différenciation lexicale. Plus une espèce est importante, plus elle est différenciée lexicalement (Berlin et al. 1966). Par conséquent, les cosmovisions et les taxonomies traditionnelles sont aussi des réservoirs survivants de valeurs socioculturelles et relationnelles de la biodiversité qui ne sont pas considérés avec précision dans les classifications des SE et des CNH.

Quant à la valeur socioculturelle de la biodiversité exprimée par les institutions *Shuar*, l'agencement de la nature pour la subsistance et les CET dont la valeur pour la biodiversité vient d'être discutée, ils sont eux-mêmes des institutions communautaires qui ne sont pas considérées dans les classifications des SE et des CNH. D'autre part, la réciprocité et les régimes de propriété sont aussi des institutions qui expriment la valeur socioculturelle de la biodiversité (Brondizio et al. 2010; Kenter et al. 2015). La réciprocité est une institution qui détermine l'obligation de

rendre un service obtenu par un autre service d'une importance (valeur) égale ou semblable au donneur (Gouldner 1960). Elle permet ainsi de maintenir l'équilibre social (Bachika & Schulz 2011). La réciprocité envers certaines plantes et animaux (e.g. les palmiers pêche ou les rongeurs dans les *aja*) est une preuve de la survivance dans le présent de cette institution dont les règles s'étendent encore à la biodiversité. L'institution de la réciprocité n'est pas non plus considérée dans les classifications des SE et des CNH.

Les régimes de propriété des *Shuar* leur permettent toujours d'organiser leur société à travers l'attribution de l'accès aux ressources et à la biodiversité, comme c'est également le cas dans d'autres sociétés (Ostrom 2009). Un changement de régime de propriété, e.g. du régime traditionnel des *Shuar* où la propriété est communautaire et réservée exclusivement aux *Shuar*, à un régime marchand latinoaméricain, peut déséquilibrer l'accès équitable au territoire (Ensminger 1996). Dans ce contexte de changement institutionnel abrupt sans la modulation des institutions traditionnelles et informelles, la biodiversité dans ces nouvelles propriétés privées pourrait être alors sous-valorisée, car les pauvres vendent au rabais (Martínez-Alier & Roca Jusmet 2001). L'importance des institutions traditionnelles *Shuar* a donc été oblitérée (Altieri 1999a) par l'irruption d'institutions « formelles » de préservation ou de marchandisation de la nature (Scott 1990; Posey 1999). Par conséquent, la résistance dirigée à revendiquer les institutions informelles *Shuar* exprime la valeur de la biodiversité et le droit à l'utiliser que ces institutions accordent (Bottrell 2009; Hodgson et al. 2015). Les conflits qui résultent de cette résistance sont des indicateurs de la valeur socioculturelle que les populations locales attribuent à la biodiversité (Sangha et al. 2018). Cette valeur socioculturelle de la biodiversité n'est pas identifiée non plus dans les classifications des SE et des CNH.

Les valeurs socioculturelles de la biodiversité discutées plus haut ne sont pas considérées, ou le sont de façon insuffisante, dans les classifications des SE et des CNH. Dans la classification des SE, les catégories des services de provision, de régulation et de support sont séparées entre elles et des services culturels. Cette séparation est adéquate dans des sociétés où la nature et la biodiversité sont perçues comme des ressources socioéconomiques externes à la dimension

culturelle. Dans les sociétés *shuar* où des traits socioculturels d'une interaction de continuité entre nature et culture survivent, les classifications socioéconomiques des SE et des CNH sont insuffisantes. Le risque de sous-valorisation de la biodiversité est évident. En particulier, la classification des CNH manque de spécificité pour prendre en compte les contributions culturelles de la nature au bien-être humain. Un travail interdisciplinaire d'association des connaissances des différentes sciences sociales sur le domaine de la valeur et de l'interaction entre nature et culture est nécessaire dans les sciences biologiques (Martín-López et al. 2014). Cette recherche est un apport dans ce sens.

5.2 Résilience des systèmes socioécologiques (SSE)

Pour analyser la résilience des SSE étudiés, deux approches ont été choisies, soient la procédure RATA (*resilience, adaptation and transformation assessment*) (O'Connell et al. 2015) et l'analyse de construction de la résilience des SSE (Biggs et al. 2015c). En principe, la procédure RATA m'a semblé pertinente car elle avait été utilisée dans des agroécosystèmes tropicaux. Cependant, elle ne considère pas spécifiquement la résilience du flux de bénéfices que la nature apporte aux humains (SE ou CNH). Elle ne considère pas non plus les trois facteurs socioculturels qui ont été analysés dans cette recherche (agencement, connaissances et institutions). Cette procédure ne m'a donc pas permis d'approfondir des aspects importants pour une recherche interdisciplinaire qui cherche à associer des aspects écologiques à des aspects sociaux. Par exemple, la réponse à la diversité ou à la connectivité, des facteurs fondamentaux pour analyser la résilience d'un SSE d'un point de vue écologique, n'étaient pas considérés. Par conséquent, les données qualitatives générées dans cette recherche semblaient déconnectées de l'analyse RATA.

L'approche de Biggs et al. (2015c) a donc finalement été utilisée. Cette approche a été conçue spécifiquement pour analyser la résilience des interactions socioécologiques qui fournissent des services écosystémiques (SE). Les principes d'analyse de cette procédure m'ont permis d'analyser convenablement l'information générée sur les trois facteurs socioculturels décrits

(agencement, connaissances et institutions) dans les deux SSE. Par exemple, le principe 5 « encouragement de l'apprentissage » (Cundill et al. 2015), m'a permis d'utiliser amplement les données qualitatives liées aux connaissances écologiques des *Shuar* et des colons. Les principes 6 et 7, « élargissement de la participation » (Leitch et al. 2015) et « promotion de la gouvernance polycentrique » (Schoon et al. 2015b), m'ont permis d'utiliser les données qualitatives sur l'agencement de la nature pour la subsistance et sur les institutions communautaires dans les deux SSE. Cette approche m'a permis de bien intégrer les informations écologiques et sociales.

5.2.1 Résilience du SSE du fleuve *Jambué* dominé par les colons

La résilience du SSE ne semble pas menacée à court terme. La diversité biologique et l'endémisme sont considérables. Ces facteurs apportent une importante redondance écologique et de ce fait une adéquate diversité de réponses, des facteurs clés pour la résilience du SSE. Du côté de la diversité bioculturelle, les colons sont dominants ici. Cela peut résulter problématique car la pratique de subsistance la plus étendue parmi les colons est l'élevage. En particulier, l'établissement de pâturages affecte la connectivité du système. Cependant, la dynamique des variables de contrôle biophysique (précipitations, fertilité du sol et biodiversité) du SSE semble stable depuis 21 000 ans (Wang et al. 2017). D'autre part, la dynamique des variables de contrôle social telles que les pratiques de subsistance, les connaissances écologiques et les institutions communautaires est menacée par la dynamique des variables socioéconomiques rapides (augmentation de la pauvreté, du chômage et du sous-emploi). Comme résultat, la transformation des forêts naturelles en pâturages peut s'intensifier. De plus, les écosystèmes naturels sont perçus, dans la cosmovision socioéconomique des colons, comme un capital naturel qui doit être exploité pour développer le bien-être humain (Costanza & Daly 1992; Arrow et al. 1996).

Pour faire face aux problématiques socioéconomiques qui menacent la résilience du SSE, les stratégies d'atténuation de la pauvreté et de l'exclusion sociale, telles que les bonifications sociales et l'investissement public en éducation et en santé, doivent s'intensifier (MAE 2015).

Les programmes de paiements de services écosystémiques comme *sociobosque* (sous-titre 5.1.1) pourraient être renforcés ici. Même s'il a été évalué que ces programmes n'améliorent pas significativement la condition socioéconomique des participants, en Équateur *sociobosque* a réduit la déforestation par le transfert de paiements aux propriétaires individuels et collectifs qui décident volontairement de conserver leurs forêts, páramos ou autres types de végétation native pendant une période de 20 ans (Arriagada et al. 2018). Présentement, la superficie de végétation native protégée par *sociobosque* en Équateur est légèrement supérieure à la superficie totale du système national d'aires protégées. L'inclusion dans *sociobosque* des populations de colons tels que ceux qui ont participé dans cette recherche pourrait donc avoir un effet positif sur la conservation de la biodiversité.

Actuellement, la résilience de ce système n'est garantie ni par le programme *sociobosque*, ni par d'autres politiques qui résultent de la cosmovision socioéconomique (e.g. transfert des bonifications sociales). C'est plutôt la présence du parc national *Podocarpus* qui semble assurer la résilience du SSE, malgré le fait que cet outil écologique de gestion interdit l'utilisation de la biodiversité dans sa zone tampon, là où se trouve ce SSE (MAE 2014). La gestion de ce parc a été construite selon le modèle de gestion d'ordre et contrôle (Holling & Meffe 1996) et avec des objectifs exclusifs de préservation de la biodiversité. Par conséquent, la résilience de la dimension écologique du SSE, qui semble assurée, peut en même temps menacer la résilience de sa dimension sociale à travers les interdictions et certaines pratiques qui découlent du modèle de gestion écosystémique du parc (Olsson et al. 2015; Schoon et al. 2015a). Par exemple, il a été démontré que certaines aires protégées équatoriennes fonctionnent comme des pièges de pauvreté, qui empêchent les populations humaines avoisinantes d'utiliser la biodiversité pour soulager leurs conditions de pauvreté (Kingman 2007).

Dans ce contexte, une meilleure compréhension de l'importance des facteurs socioculturels de subsistance (agencement, connaissances et institutions) pourrait contribuer au renforcement de la résilience du SSE. Cependant, cette compréhension n'existe pas à l'heure actuelle. Les modèles de gestion environnementale d'ordre et contrôle ont été construits du haut vers le bas,

sans la participation des populations locales (Holling & Meffe 1996). De plus, la gouvernance proposée par cette gestion environnementale est monocentrique, dirigée et appliquée par le Ministère de l'environnement de l'Équateur (Asamblea Nacional 2017). Par conséquent, la construction de la résilience sociale du SSE est plus une opportunité qu'une réalité. Cette opportunité devrait favoriser en principe trois axes d'action. Premièrement, explorer la théorie et l'application de la pensée adaptative pour la gestion des SSE afin de remplacer la gestion des écosystèmes réalisée en isolation du système social. Deuxièmement, inclure les populations locales dans des processus de suivi de l'état des SSE, pour renforcer la légitimité des processus de gestion de la biodiversité (Danielsen et al. 2005; Townsend et al. 2005). Troisièmement, inclure les institutions locales concernées par la gestion des SSE pour atteindre leur gouvernance polycentrique (Schoon et al. 2015b) et ainsi renforcer également la légitimité de la gestion.

En résumé, la diversité, la redondance et la connectivité du SSE sont en bon état. La résilience de la dynamique des variables biophysiques de contrôle du SSE n'est pas menacée non plus à court terme. La gestion écosystémique du parc *Podocarpus* favorise le maintien de la résilience écologique de tout le SSE. La perte nette de couverture forestière entre 1989 et 2016 a été de 590 ha (16,8% de perte, par rapport à la surface de 1989). Cependant, la gestion du SSE (Parc *Podocarpus*) considère seulement des indicateurs biophysiques. Du côté de la résilience sociale, les variables de qualité de vie et de bien-être socioéconomique ne sont pas optimales. Cette gestion ne porte pas attention non plus aux connaissances ou au manque de connaissances des populations locales. L'implémentation d'une approche adaptative de gestion des SSE, y compris le parc *Podocarpus*, est une opportunité pour penser à la résilience des SSE qui apportent une base adéquate de bénéfices écosystémiques aux populations locales. Il faut aussi considérer que des changements vont se produire dans la dimension sociale du SSE. Les indicateurs de qualité de vie et de pauvreté peuvent s'aggraver pendant la pandémie actuelle, mais pourraient s'améliorer à moyen et long terme en suivant les tendances régionales de soulagement de la pauvreté rurale.

5.2.2 Résilience du SSE du fleuve *Numpatkáim* dominé par les *Shuar*

La résilience de la dimension écologique du SSE n'est pas menacée à court terme. Elle est fonction de la dynamique des mêmes variables biophysiques de contrôle du fleuve *Jambué*, lesquelles se maintiennent également stables. La diversité, la redondance et la connectivité du SSE semblent mieux assurées que dans l'autre SSE. En effet, la pratique de l'agroécologie augmente la diversité biologique et la redondance du SSE grâce aux variétés de cultigènes utilisés (Altieri & Nicholls 2007) et à la structure fonctionnelle des *aja*, qui ressemble celle des forêts naturelles et renforce de ce fait la connectivité des composants du SSE (Dakos et al. 2015). Les pratiques de subsistance, les connaissances qui guident ces pratiques et les institutions communautaires qui codifient ces savoirs et pratiques survivent et contribuent à renforcer la résilience écologique du SSE.

Pour renforcer la résilience sociale du SSE, la cosmovision *shuar* doit être intégrée à la gestion de sa biodiversité. Cependant, pour l'instant la culture *shuar* est méprisée par l'état, comme le sont ailleurs dans le monde plusieurs autres cultures indigènes (Kirmayer et al. 2011). Trois-cent-soixante-dix millions d'indigènes (5% de la population mondiale) ont des droits de propriété ancestraux sur au moins 37,9 millions de km² (28,1% des terres émergées), alors que 7,8 millions de km², soit 20,7% de ces territoires, se trouvent dans des aires protégées. Ainsi, 40% de la surface mondiale des AP correspond à des territoires indigènes qui représentent 37% des terres qui restent moyennement naturelles sur la planète (Garnett et al. 2018). Cela implique que ces zones de haute valeur pour la conservation fournissent aux indigènes et à toute la population mondiale des bénéfices critiques pour le bien-être de l'humanité (Suich et al. 2015). Les cosmovisions indigènes sont intégrées dans les approches de gestion de leurs territoires, y compris la biodiversité, à travers son utilisation (Adams 2014; Mace 2014). Cela implique le besoin d'intégrer la résilience de leurs modes de vie et de leurs interactions de continuité avec la nature (Garnett et al. 2018) dans les approches de gestion de la biodiversité et de la nature en Équateur et ailleurs dans le monde.

Ainsi, l'hétérogénéité que représente l'intégration de ces deux systèmes de protection et la cohabitation qui résulte entre conservation par l'utilisation communautaire de la biodiversité et sa préservation dans les AP, est une bonne option pour maintenir la résilience des SSE (Gardner et al. 2009; Holland et al. 2014). En Amazonie, dans les zones où cette intégration se produit, les taux de déforestation sont plus bas que dans les aires protégées et que dans les territoires indigènes seuls (Lu 2010; Holland et al. 2014; RAISG et al. 2017; Walker et al. 2020). Cette complémentarité d'approches de conservation semble aussi une stratégie pertinente pour intégrer les connaissances locales à la gestion de la biodiversité. Les CET des *Shuar* se basent en l'intuition, l'adaptation et l'expérience (Feyerabend 2013). Par conséquent, elles sont incommensurables avec les connaissances scientifiques (Funtowicz & Ravetz 1994). La « fertilisation croisée », ou complémentarité entre ces deux systèmes de connaissances, est la meilleure stratégie pour informer la gestion des SSE (Turnhout et al. 2012; Tengö et al. 2014; Ban et al. 2017). Dans ce contexte, la participation des populations locales à la prise de décision est un outil de gestion important (Danielsen et al. 2005; Townsend et al. 2005).

Cette complémentarité d'approches de gestion de la biodiversité et de connaissances pour informer la gestion peut aussi se nourrir du contexte institutionnel local (Schoon et al. 2015b). Dans ce SSE cohabitent les institutions formelles de l'État équatorien (Ministère de l'environnement et gouvernements locaux), les institutions formelles *shuar* (associations et fédérations *shuar*) et les institutions informelles *shuar* (e.g. connaissances traditionnelles, pratiques traditionnelles ou représentations cosmologiques). Cette pluralité institutionnelle peut représenter un problème au niveau de la coordination, de la collaboration et de la prise de décision (Robards et al. 2011). Cependant, elle est aussi une opportunité pour favoriser la légitimité et l'acceptation de la prise de décision politique (Ostrom 1995). La gouvernance polycentrique qui peut résulter de cette pluralité institutionnelle (Cundill et al. 2015) a l'avantage de correspondre à l'écologie locale et à l'organisation sociale des *Shuar* qui pourraient alors la considérer légitime (Ostrom 2010). Elle peut ainsi promouvoir la participation des populations *shuar* dans la prise de décision environnementale (Leitch et al. 2015).

Ce mélange d'approches de gestion de la biodiversité (aires protégées nationales et locales et territoires indigènes), de connaissances écologiques (traditionnelles et scientifiques) et d'institutions (formelles et informelles) est une opportunité pour la mise en œuvre d'une gestion adaptative (Berkes & Turner 2006) dans ce SSE. Cela est important car la perte nette de couverture forestière entre 1989 et 2016 a été de 1304 ha, soit 22,3% de la superficie du SSE, supérieure à celle du SSE dominé par les colons. Cette différence est surtout causée par la colonisation dans la zone de *Nuevo Paraiso*, mais aussi, dans une moindre mesure, par les changements transculturels des *Shuar* (contextualisés peut être par leurs dynamiques démographiques, lesquelles restent largement inconnues). À *Nuevo Paraiso* le patron de déforestation correspond à de grandes parcelles, ce qui le distingue nettement du patron en arête de poisson qui caractérise encore les rives du fleuve où se trouvent les familles *shuar*. Les grandes parcelles de déforestation indiquent la présence d'activités socioéconomiques extensives d'exploitation des forêts, alors que les arêtes de poisson indiquent la prévalence d'activités de subsistance (Rudel et al. 2009). Cependant, avec l'avancement de la colonisation et la transculturation, la tendance présente des rives du fleuve est de se transformer en une grande parcelle de déforestation.

5.3 Contributions

La présente recherche, qui cherche à valoriser la biodiversité par la compréhension des interactions socioécologiques entre la biodiversité et les humains (sous-sections 4.1.5 et 4.2.5), est relativement pionnière en Équateur. Par exemple, une recherche sur le *Web of Science* pour les termes « *Ecosystem Services* » et « *Ecuador* » et « *Culture* » depuis 2005 (année de publication de l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire) jusqu'à aujourd'hui donne quatre résultats. Une recherche semblable des termes « *Cultural Ecosystem Services* » et « *Ecuador* » donne neuf résultats pour les mêmes 15 années. Lorsque la recherche est généralisée aux termes « *Ecosystem Services* » et « *Ecuador* », dans la même période, le nombre d'articles passe à 131, un nombre encore modeste (en moyenne 8 articles par an). De même, une recherche de base à partir de 2012 (année de création de l'IPBES) jusqu'à aujourd'hui des termes « *Nature's*

Contributions to People » et « *Ecuador* », ne donne aucun résultat. Il est donc clair que l'approche théorique interdisciplinaire, la méthodologie qualitative appliquée et l'analyse des résultats obtenus pourraient servir de base à d'autres recherches qui s'intéressent à l'évaluation de la biodiversité et aux bénéfices qu'elle apporte au bien-être humain.

De même, l'analyse de la capacité de résilience des SSE étudiés (sous-sections 4.1.6 et 4.2.6) est pionnière en Équateur. Une recherche dans le *Web of Science* des termes « *Resilience* » et « *Ecuador* » depuis 1998 (année de début de *Web of Science*) jusqu'à aujourd'hui donne 67 articles publiés au cours de cette période de 22 ans (moyenne de 3 articles par an). Sur ces 67 articles, aucun n'évaluait la résilience des interactions socioécologiques entre les humains et la biodiversité sur la base des sept principes évalués dans cette recherche (i.e. la diversité bioculturelle, la connectivité, les variables de contrôle, la participation, les cosmovisions, l'apprentissage et la gouvernance). Par conséquent, la présente recherche, qui évalue la résilience des systèmes socioécologiques du sud de l'Amazonie équatorienne, est également pionnière. Il convient de noter que cette recherche évalue la valeur de la biodiversité et la résilience dans deux SSE où une culture indigène amazonienne est présente, ce qui est sans précédent en Équateur.

Cette recherche contribue aussi au développement des connaissances interdisciplinaires en Équateur sur les interactions socioécologiques entre les humains et la biodiversité. Avec cet objectif, une importante collecte d'informations historiques sur ces interactions a été réalisée. Cette collecte d'informations, qui s'est intéressée à la description et à la compréhension adéquate des pratiques de subsistance, des connaissances traditionnelles et des institutions communautaires (sous-section 3.2), a résulté de l'intégration interdisciplinaire d'informations écologiques et sociales (notamment anthropologiques). Ce travail interdisciplinaire est également pionnier en Équateur, où l'application de l'approche des SE est menée par l'écologie et l'économie. Cette recherche intègre alternativement les connaissances de l'anthropologie environnementale qui inclut l'application des paradigmes de l'histoire écologique (Balée 2013; Roosevelt 2014) et de l'anthropologie de la nature (Latour 1997; Descola 2005).

Enfin, l'identification des survivances culturelles qui découlent des relations entre les humains et la biodiversité contribue à intégrer cette perspective historique et culturelle de l'interaction entre les humains et la nature dans la gestion de la biodiversité en Équateur. Avec l'inclusion des survivances culturelles dans l'évaluation de la biodiversité et dans l'analyse de la résilience, cette recherche considère l'hybridation culturelle, le fait le plus décisif de l'histoire de l'Amérique latine (García Canclini 2004), dans les processus de gestion de la nature. En outre, la prise en compte de l'hybridation culturelle dans la gestion de la nature en Équateur contribue à inclure les relations historiques que les cultures traditionnelles entretiennent avec la biodiversité comme sources de valeur de cette dernière. La valeur relationnelle est un nouveau domaine de recherche qui permet de relier la gestion de la biodiversité aux bénéfices qu'elle génère pour les humains et à la résilience de ces flux de bénéfices.

5.4 Limitations

Alors que les limitations méthodologiques de cette recherche ont été présentées au sous-titre 3.1.5, je présente ici cinq limitations qui découlent d'un manque d'informations écologiques et démographiques pour toute la région amazonienne de l'Équateur. Premièrement, les recherches interdisciplinaires perdent de leur spécificité lorsqu'elles sont analysées depuis une perspective disciplinaire particulière. Dans le cas de cette recherche, où j'ai réalisé principalement des analyses qualitatives sociales, il manque une analyse sur la nature intrinsèque de certains phénomènes écologiques. Par exemple, je n'ai pas obtenu d'information sur la variation de l'abondance de certaines espèces animales et végétales importantes pour le fonctionnement écologique des SSE, lesquelles auraient requis beaucoup plus de temps. Il n'y a pas non plus d'information sur l'adaptation des espèces les plus utilisées face aux pressions anthropiques (e.g. taille des pontes, taux de croissance, âge de reproduction, allocation de ressources), et l'obtention de telles informations dépasse nettement la portée de ma recherche. Du côté social, il manque une analyse démographique des populations humaines étudiées. Pour combler cette lacune, j'ai utilisé des informations générées par d'autres auteurs et certaines de leurs conclusions (Holland et al. 2009), afin de contextualiser certains de mes résultats.

Deuxièmement, je n'ai pas pu réaliser d'analyses économiques plus approfondies afin de comprendre, par exemple, les effets des aires protégées sur les économies des participants. Ces effets sont généralement inconnus (Kingman 2007). Également, la structure et le fonctionnement des économies d'échelle des régions étudiées et l'importance de la consommation de la biodiversité dans ces économies d'échelle sont ignorés. De même, j'ai considéré la pratique de l'agriculture séparément de la pratique de l'élevage, alors que les économistes regardent ces deux activités conjointement dans le secteur économique agricole. Ce choix a été fait pour considérer les particularités de chacune de ces activités sur les économies de subsistance des groupes humains étudiés. Ces analyses économiques auraient pu être accompagnées de calculs biophysiques développés par l'économie écologique ou l'écologie humaine des unités caloriques apportées par la biodiversité aux groupes humains étudiés (Morán 1993). Ces données, qui sont extrêmement envahissantes pour les participants, auraient permis de déterminer l'importance de la biodiversité comme ressource alimentaire et économique pour chacun des deux groupes ethniques.

Troisièmement, les recherches sur les SE et sur les paiements par SE sont très limitées en Équateur. *Sociobosque* est un programme social de paiement par services écosystémiques dirigé vers le soulagement de la pauvreté des populations rurales du pays (Arriagada et al. 2018). Cependant, les effets de ce programme, et même des aires protégées, sur la résilience des SSE n'ont pas été évalués. En général, la recherche des interactions entre nature et culture, c'est-à-dire des systèmes socioécologiques, est également très limitée en Équateur. Elle est dirigée surtout à la problématique des changements climatiques, où les notions de résilience et d'adaptation sont couramment utilisées (MAE 2015). Seules des variables grossières ont été évaluées (e.g. couverture forestière) (Armenteras et al. 2017). Cependant, les abondances des espèces les plus utilisées et l'adaptation de certains de leurs traits aux interactions socioécologiques avec les humains restent inconnues. Cela est vrai pour presque toutes les espèces sur la planète. Par ailleurs, les plans de gestion des aires protégées ne se réfèrent pas à la capacité de résilience des SSE qui les abritent (Holling & Meffe 1996); ils considèrent principalement les variables biophysiques indépendamment des variables « humaines ». Ces

variables sociales et culturelles sont pourtant utilisées contextuellement pour justifier l'importance des variables biophysiques pour la conservation. Ces lacunes existantes d'information socioécologique ont limité cette recherche.

Quatrième, l'utilisation de la cartographie a été aussi limitée dans cette étude. Il faut souligner que l'accès aux cartes de la région, qui sont abondantes et dont l'information est très détaillée, est restreint pour les acteurs civils. J'ai découvert cette limitation logique une fois la recherche commencée. La zone d'étude se trouve à la frontière entre l'Équateur et le Pérou, où deux conflits armés ont eu lieu à la fin du siècle passé. Une « survivance » de ces conflits est une restriction d'accès aux cartes de la région. Seules des images satellitaires et des photographies aériennes récentes et sans traitement sont disponibles. Mes collègues ont fait de leur mieux pour m'aider à compléter ces informations avec des cartes traitées provenant d'entreprises minières canadiennes et des gouvernements locaux également méfiants envers l'utilisation donnée à leurs ressources par des scientifiques.

Finalement, j'ai fait des choix analytiques afin d'élargir ma formation interdisciplinaire en environnement qui ont forcément eu des répercussions sur d'autres types d'analyses qui auraient pu renforcer cette recherche. Par exemple, les entrevues semi-structurées sur les connaissances traditionnelles des *Shuar* ou sur les taxonomies locales ne pouvaient pas s'analyser quantitativement, de même que la mythologie *Shuar* et son lien avec la valeur socioculturelle de la biodiversité et la résilience des SSE. L'analyse qualitative de ces connaissances et de ces mythologies m'a permis de générer des informations préliminaires sur l'interaction socioculturelle survivante entre nature et culture dans les SSE étudiés. Cependant, des analyses quantitatives écologiques, biophysiques et économiques sur cette même interaction auraient pu compléter, renforcer ou corriger les perspectives fournies dans cette recherche. Les perspectives et opportunités pour approfondir les recherches sur les interactions entre nature et culture dans cette région seront brièvement ébauchées dans la section suivante.

5.5 Perspectives de recherche

Des limitations exposées antérieurement émergent des perspectives et des opportunités de recherche dans la région et dans les SSE étudiés. Premièrement, des recherches en écologie doivent se développer au-delà des identifications taxonomiques de nouvelles espèces. Les abondances des espèces registrées dans la région sont inconnues, de même que leurs stratégies d'adaptation aux pressions anthropiques. En particulier, il serait critique de comprendre les effets de l'utilisation humaine de la biodiversité sur l'écologie d'espèces menacées comme l'ours, le puma ou le jaguar. Également, les effets de perte d'habitat et de bordure produits par la fragmentation des forêts sur l'écologie des espèces utilisées pour leur matière ligneuse restent inconnus. Ces informations sont nécessaires pour établir et comprendre les fonctions écologiques de la biodiversité locale qui se traduisent en services écosystémiques et pour analyser la résilience des SSE qui les produisent. Finalement, la dynamique démographique des populations humaines locales doit être mieux comprise pour établir ensuite son effet sur les interactions socioécologiques avec la biodiversité.

Deuxièmement, une analyse interdisciplinaire plus approfondie des interactions entre nature et culture dans l'Amazonie devrait compter sur des informations sur l'effet des aires protégées sur les économies marchandes et de subsistance de la région. Il a été suggéré que les AP peuvent fonctionner comme des pièges de pauvreté pour les populations rurales dans les pays en développement (Ferraro et al. 2011) et en Équateur en particulier (Kingman 2007). Établir des faits et des conclusions plus robustes à ce sujet est indispensable. Également, des analyses sur les apports caloriques liés à la consommation des espèces animales et végétales les plus utilisées permettraient de comprendre quantitativement l'importance de la nature pour les populations humaines de l'Amazonie équatorienne face aux produits agroindustriels. La compréhension des dynamiques de substitution entre produits naturels et agroindustriels est également clé pour établir la valeur de la biodiversité. Ces perspectives de recherche peuvent être abordées convenablement par l'écologie humaine et l'économie écologique.

Troisièmement, les recherches sur les systèmes socioécologiques et leur résilience sont dans leur enfance en Équateur (Dirección del Parque Nacional Galápagos 2014). Actuellement, seules les notions fondamentales sont utilisées dans la problématique de l'adaptation des populations vulnérables aux changements climatiques (MAE 2015). Cependant, des approches qui permettent d'analyser la résilience des SSE, comme celles proposées par Biggs et al. (2015c) et la Resilience Alliance (2010) n'ont jamais été utilisées. Également, les effets des programmes de paiement pour services écosystémiques (i.e. *sociobosque*) et des AP sur la résilience des forêts amazoniennes restent inconnus. La recherche et l'implémentation d'approches adaptatives de gestion des aires protégées et non-protégées de valeur pour la biodiversité (Rockström et al. 2009; O'Connell et al. 2015) n'ont jamais été entreprises en Équateur. Ce domaine de recherche et de gestion adaptative de la biodiversité est probablement l'un des principaux défis auquel fera face l'Équateur dans les prochaines années. La gestion de la biodiversité post-pandémie va donc sûrement s'intéresser à la notion de la résilience, car elle est plus facilement évaluable, en termes quantitatifs et qualitatifs, que la notion de développement durable. Par conséquent, l'implantation de la gestion adaptative de la biodiversité dans le contexte de la résilience des SSE sera essentielle en Équateur.

Quatrièmement, l'approche adaptative de gestion des SSE ouvre la porte à la participation et à l'engagement des acteurs locaux (Bohensky et al. 2015; Leitch et al. 2015). Cela implique la considération d'une pluralité de points de vue sur l'interaction entre nature et culture, sur les divers agencements des territoires, sur les divers systèmes de connaissances et sur les diverses institutions (Bohensky & Maru 2011; Cundill et al. 2015; Schoon et al. 2015b). En définitive, l'approche adaptative de gestion des SSE est une approche plurielle. Considérer cette pluralité ne peut pas se traduire par l'assimilation et l'uniformisation des pratiques, connaissances et cadres institutionnels locaux dans les plans de gestion traditionnels qui suivent la formule d'ordre et de contrôle (Holling & Meffe 1996). Il faut changer la philosophie de gestion de la biodiversité vers une qui lie nature et culture dans les SSE et qui considère le changement et l'incertitude (Bohensky et al. 2015). Cependant, le développement et l'application de cette

philosophie de gestion adaptative n'est pour l'instant qu'une alternative théorique et une opportunité de recherche en Équateur.

Finalement, le développement et l'application de la gestion adaptative en Équateur peut commencer graduellement par la création de systèmes d'aires protégées mixtes (Garnett et al. 2018), conformés par des AP traditionnelles avec des objectifs de préservation de la biodiversité et par des territoires indigènes où l'objectif est la protection de la biodiversité par son utilisation (Mace 2014). Des évidences de succès de ces réseaux mixtes de territoires protégés sont déjà disponibles (RAISG et al. 2017; Garnett et al. 2018). En Équateur, Holland et al. (2014) ont montré que dans le nord de l'Amazonie les AP et les territoires indigènes ont des effets positifs sur le maintien de la couverture forestière et ont suggéré un mélange entre les deux régimes pour renforcer additivement la conservation des forêts naturelles. Reproduire cette étude au sud de l'Amazonie équatorienne serait important. En plus de la conservation de la couverture forestière, il faudrait cependant analyser les effets sur la richesse et l'abondance des espèces animales et végétales et sur la pauvreté des populations humaines.

5.6 Conclusion

L'objectif de cette recherche était de valoriser l'importance de la biodiversité à travers la compréhension des interactions socioécologiques entre nature et culture dans deux SSE du sud de l'Amazonie équatorienne. Sur la base de la compréhension de ces interactions, la valeur de la biodiversité a été interprétée et la résilience des interactions a été analysée. Dans le SSE du fleuve *Jambué* dominé par des colons de culture latinoaméricaine, la valeur de la biodiversité est socioéconomique. L'utilisation de la biodiversité complète la subsistance des colons basée sur la pratique d'activités marchandes. La biodiversité fait donc partie du capital naturel des colons et elle peut être substituée par d'autres formes de capital humain manufacturé. Par conséquent, la valeur de la biodiversité peut être évaluée monétairement par les colons, en appliquant les approches traditionnelles d'évaluation des services écosystémiques (SE) ou des contributions de la nature aux humains (CNH). Pour assurer la conservation de la biodiversité

et la résilience de l'interaction socioécologique, des programmes de paiement par services écosystémiques peuvent être implémentés.

Dans le SSE du fleuve Numpatkáim les colons partagent le territoire avec des indigènes de la culture *Shuar*. Pour les *Shuar*, la valeur de la biodiversité est socioculturelle. L'utilisation de la biodiversité est cruciale pour leur subsistance, laquelle est complémentée marginalement et occasionnellement par la pratique d'activités marchandes. Les *Shuar* étendent leurs relations sociales à la nature et comme résultat leur interaction avec la biodiversité est socioculturelle. Pour les *Shuar*, la biodiversité n'est pas une forme de capital qui peut être substituée, elle fait plutôt partie de leur mode de vie. La survivance de cette relation socioculturelle des *Shuar* avec la biodiversité est sujette à des changements qui résultent de l'hybridation de leur culture avec la culture latinoaméricaine. Par conséquent, les approches traditionnelles (SE et CNH) d'évaluation de la biodiversité sous-estiment la valeur socioculturelle de la biodiversité. Pour inclure cette valeur relationnelle et socioculturelle de la biodiversité, les évaluations des SE et des CNH doivent être complémentées par la valorisation des relations survivantes entre les *Shuar* et la biodiversité. Ces valeurs relationnelles s'expriment à travers les pratiques de subsistance, les connaissances écologiques traditionnelles et les institutions communautaires.

Les pratiques de subsistance révèlent l'importance de la biodiversité pour l'identité *Shuar*, la valeur des réseaux communautaires de partage et l'importance des traits du passé qui les caractérisent. Les connaissances écologiques traditionnelles expriment les valeurs de la biodiversité à travers le langage qui la nomme, les cosmovisions qui régulent encore son utilisation et les taxonomies locales qui l'ordonnent. Les institutions (formelles et informelles) révèlent l'importance donnée par les *Shuar* à la biodiversité à travers des liens survivants de réciprocité. La résistance sociale des *Shuar* à l'assimilation, exprimée à travers des conflits liés à leur revendication de leur droit à utiliser la biodiversité, est aussi un indicateur de cette valeur. Les droits de propriété révèlent comment l'accès et l'utilisation de la biodiversité sont également des sources de sa valeur. La valorisation relationnelle de la biodiversité dépasse donc la

dichotomie entre ses valeurs utilitaires et ses valeurs intrinsèques et révèle une pluralité de valeurs qui précise l'importance de la biodiversité quand il s'agit de sociétés indigènes.

D'autre part, cette approche de valorisation relationnelle de la biodiversité peut soutenir l'analyse de la résilience des systèmes socioécologiques (SSE) pour fournir durablement des bénéfices aux sociétés humaines. Cette capacité de résilience des SSE est fondamentale quand il s'agit de populations rurales et indigènes des pays en développement qui dépendent de la nature pour assurer leur subsistance et leur bien-être. Dans cette recherche, la résilience des SSE a été analysée en fonction de sept principes : maintenir la diversité et la redondance, gérer la connectivité, gérer les variables de contrôle et les rétroactions, promouvoir la pensée adaptative, encourager l'apprentissage, élargir la participation et promouvoir la gouvernance polycentrique. L'analyse a montré que les trois premiers principes (diversité, connectivité et variables de contrôle), liés à la dimension biophysique des deux SSE contribuent positivement à maintenir leur résilience.

En revanche, les quatre autres principes associés à la résilience sociale des SSE ne partagent pas l'optimalité des principes biophysiques. La pauvreté et l'exclusion des populations locales dans les deux SSE menacent leurs résiliences sociales. Ces menaces découlent de la réplification d'une gestion environnementale d'ordre et de contrôle pour la conservation de la biodiversité. La gestion d'ordre et de contrôle, entre autres problèmes, exclut les connaissances locales, n'intègre pas les cosmovisions locales et favorise une gouvernance monocentrique. Par conséquent, le soulagement de la pauvreté et de l'exclusion culturelle et économique des populations locales est la stratégie la plus critique pour renforcer la résilience sociale des SSE étudiés. Ce renforcement constitue aussi une opportunité pour développer la gestion adaptative des SSE de la région. Dans ce contexte, la valeur de la biodiversité doit se traduire en la conception et la mise en œuvre de stratégies novatrices de gestion adaptative des SSE. Cette gestion pourrait être centrée sur la recherche de correspondances entre les institutions communautaires et l'écologie locale et la prise en compte des diverses cosmovisions, connaissances et institutions locales. La construction de réseaux mixtes d'aires protégées (basées sur l'utilisation durable et la

préservation de la biodiversité) pourrait être une ligne de travail adéquate pour démarrer le développement de cette gestion adaptative.

ANNEXE A

Entrevue structurée

Caractéristiques Démographiques

- 1) Sexe
- 2) Quartier / Centre dans lequel vous habitez
- 3) Âge
- 4) Comment vous vous identifiez ethniquement ?
- 5) Vous habitez depuis combien de temps dans votre quartier / centre ?
- 6) Quelles sont les travaux que vous faites pour gagner votre vie ?

Chasse

- 7) Est-ce que vous pratiquez la chasse ?
- 8) Quels sont les animaux que vous préférez chasser pour manger ?
- 9) Quels autres animaux sont importants pour vous et pourquoi ?

Pêche

- 10) Est-ce que vous pratiquez la pêche ?
- 11) Quels sont les poissons que vous préférez pêcher pour les manger ?
- 12) Quels autres poissons sont importants pour vous et pourquoi ?

Agriculture

- 13) Est-ce que vous pratiquez l'agriculture ?
- 14) Quels sont vos principaux cultigènes à manger ?
- 15) Quels sont les bénéfices que les forêts apportent à votre ferme / *aja* ?
- 16) Quels sont les dommages causés par les forêts à votre ferme / *aja* ?
- 17) Quels sont les bénéfices que les insectes apportent à votre ferme / *aja* ?
- 18) Quels sont les dommages que les insectes causent à votre ferme / *aja* ?

Élevage

- 19) Est-ce que vous pratiquez l'élevage ?
- 20) Quels animaux vous élevez ?

21) Quels sont les bénéfices que les forêts apportent à vos animaux d'élevage et à vos pâturages ?

22) Quels sont les dommages causés par les forêts à vos animaux d'élevage et à vos pâturages ?

Prélèvement de bois

23) Est-ce que vous prélevez du bois à brûler ?

24) Quelles sont les espèces que vous prélevez ?

Prélèvement de plantes médicinales

25) Est-ce que vous prélevez des plantes médicinales / des médicaments dans les forêts ?

26) Quelles sont les espèces que vous prélevez ?

Conservation

27) Est-ce que vous savez ce que c'est une aire protégée ?

28) Est-ce que vous pensez que les AP sont bonnes ?

29) Si votre réponse est oui. Pour quelles raisons ?

30) Est-ce que vous pensez que les plantes, les animaux et les forêts sont importants ?

31) Si votre réponse est oui. Pour quelles raisons ?

ANNEXE B

Entrevue semi-structurée chasse

- 1) Pratique de la chasse (description de l'activité, zones préférées, compagnie, chiens, armes, fréquence, nombre de proies chassées par espèce et par partie de chasse).
- 2) Connaissances traditionnelles (nom des espèces préférées en *Shuar*, quelle sorte d'espèces sont-elles, mythologie de ces espèces).
- 3) Institutions (territoire de chasse, partage du gibier, avec qui vous partagez).

Entrevue semi-structurée pêche

- 1) Pratique de la pêche (description des arts de la pêche, zones du fleuve préférées, compagnie, outils, fréquence, nombre de poissons pêchés par espèce et par partie de pêche).
- 2) Connaissances traditionnelles (nom des espèces préférées en *Shuar*, quelle sorte d'espèces sont-elles).
- 3) Institutions (territoire de pêche, partage des poissons, avec qui vous partagez).

Entrevue semi-structurée agriculture

- 1) Pratique de l'agriculture (description de votre travail, où est-ce que votre *aja* se trouve et pourquoi, comment sont organisés vos cultigènes, compagnie, outils, fréquence de

désherbage).

- 2) Connaissances traditionnelles (caractéristiques d'une bonne *aja*, nom de vos cultigènes en *Shuar*, quelle sorte d'espèces sont-elles).
- 3) Institutions (propriété de la terre de votre famille, partage de vos aliments, avec qui vous partagez).

ANNEXE C

Tableau 5 Espèces utilisées par les colons dans leurs activités de subsistance.

Espèce	Activité	Catégorie UICN	Mentions
<i>Dasypus novemcinctus</i>	Chasse	LC	19
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	Chasse	LC	17
<i>Cuniculus paca</i>	Chasse	LC	2
<i>Pecari tajacu</i>	Chasse	LC	9
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Chasse	LC	3
<i>Mazama americana</i>	Chasse	DD	19
<i>Tapirus terrestris</i>	Chasse	VU	2
<i>Rupicola peruvianus</i>	Chasse	LC	1
<i>Penelope jacquacu</i>	Chasse	LC	2
<i>Tinamus tao</i>	Chasse	VU	2
Sous-total fréquence mentions			76
<i>Chaetostoma branickii</i>	Pêche	VU	31
<i>Henonemus punctatus</i>	Pêche	NE	9
<i>Astyanax bimaculatus</i>	Pêche	NE	20
<i>Brycon atrocaudatus</i>	Pêche	NE	“
<i>Trichomycterus kneri</i>	Pêche	NE	13
<i>Trichomycterus latistriatum</i>	Pêche	NE	“
<i>Crenicichla anthurus</i>	Pêche	LC	5
<i>Bujurquina zamorensis</i>	Pêche	LC	6

Tableau 5. Suite.

Espèce	Activité	Catégorie UICN	Mentions
<i>Oreochromis niloticus</i>	Pêche	NE	“
<i>Prochilodus nigricans</i>	Pêche	NE	7
Sous-total fréquence mentions			91
<i>Manihot esculenta</i>	Agriculture	DD	10
<i>Musa paradisiaca</i>	Agriculture	NE	19
<i>Saccharum officinarum</i>	Agriculture	NE	2
<i>Colocasia esculenta</i>	Agriculture	LC	3
<i>Zea mays</i>	Agriculture	LC	14
<i>Phaseolus vulgaris</i>	Agriculture	NE	10
<i>Brassica napus</i>	Agriculture	NE	15
<i>Lactuca sativa</i>	Agriculture	NE	14
<i>Brassica oleracea</i>	Agriculture	DD	11
<i>Mangifera indica</i>	Agriculture	DD	1
<i>Solanum tuberosum</i>	Agriculture	NE	4
<i>Carica papaya</i>	Agriculture	DD	2
<i>Solanum quitoense</i>	Agriculture	NE	6
<i>Ananas comosus</i>	Agriculture	NE	1
Sous-total fréquence mentions			112
<i>Cestrum mariquitense</i>	Médecine	NE	7
<i>Piper aduncum</i>	Médecine	NE	8

Tableau 5. Suite.

Espèce	Activité	Catégorie UICN	Mentions
<i>Ilex guayusa</i>	Médecine	NE	1
<i>Costus scaber</i>	Médecine	LC	3
<i>Mentha spicata</i>	Médecine	LC	4
<i>Melissa officinalis</i>	Médecine	NE	3
<i>Cymbopogon citratus</i>	Médecine	NE	4
<i>Aerya sanguinolenta</i>	Médecine	NE	4
<i>Sambucus nigra</i>	Médecine	NE	2
<i>Solanum americanum</i>	Médecine	NE	7
<i>Plantago major</i>	Médecine	LC	3
<i>Piper peltatum</i>	Médecine	NE	4
<i>Alonsoa meridionalis</i>	Médecine	NE	1
<i>Adiantum poiretii</i>	Médecine	NE	1
<i>Ruta graveolens</i>	Médecine	NE	2
<i>Equisetum giganteum</i>	Médecine	LC	5
<i>Bursera graveolens</i>	Médecine	NE	1
<i>Cinchona officinalis</i>	Médecine	NE	3
<i>Uncaria tomentosa</i>	Médecine	NE	2
<i>Viola odorata</i>	Médecine	NE	1
<i>Croton lechleri</i>	Médecine	NE	4
Sous-total fréquence mentions			70

Tableau 5. Suite.

Espèce	Activité	Catégorie UICN	Mentions
<i>Otoba acuminata</i>	Espèce forestière ligneuse	NT	-
<i>Dacryodes peruviana</i>	Espèce forestière ligneuse	NT	-
Sous-total fréquence mentions			0
Branches plusieurs espèces	Bois de feu	NA	27
<i>Inga sp</i>	Bois de feu	NE	18
<i>Erythrina schimpffii</i>	Prélèvement de bois	NT	1
<i>Psidium guajava</i>	Prélèvement de bois	NE	8
<i>Cecropia peltata</i>	Prélèvement de bios	NE	1
<i>Ochroma pyramidale</i>	Prélèvement de bois	NE	2
<i>Piptocoma discolor</i>	Prélèvement de bois	NE	7
<i>Trema micrantha</i>	Prélèvement de bois	LC	3
<i>Guettarda tournefortiopsis</i>	Prélèvement de bois	NE	1
<i>Syzygium jambos</i>	Prélèvement de bois	NE	1
<i>Vernonanthura patens</i>	Prélèvement de bois	NE	2
Sous-total fréquence mentions			71
Total fréquence mentions			420

Tableau 5. Espèces de valeur utilitaire pour les colons. Les catégories de conservation des espèces utilisées selon la liste rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (<http://www.uicnredlit.org>) sont : EX éteint. EW éteint à l'état sauvage. RE régionalement éteint. CR en

danger critique d'extinction. EN menacé. VU vulnérable. LR moindre risque. NT presque menacé. LC préoccupation mineure. DD données insuffisantes. NE non-évalué. NA non-applicable.

Référence bibliographique : IUCN Redlist : The IUCN red list of threatened species. URL [http ://www.uicnredlit.org](http://www.uicnredlit.org), 2020.

ANNEXE D

Tableau 6 Espèces connues par les colons sans valeur utilitaire.

Espèce	Activité	Catégorie UICN	Mentions
<i>Didelphis marsupialis</i> (+)	Chasse	LC	1
<i>Puma concolor</i> (+)	Chasse	LC	14
<i>Pionus menstruus</i> (+)	Chasse	LC	3
<i>Sciurus sp</i> (+)	Chasse	LC	2
<i>Psarocolius angustifrons</i> (+)	Chasse	LC	2
<i>Tamandua tetradactyla</i> (+)	Chasse	LC	2
<i>Panthera onca</i> (+)	Chasse	NT	14
<i>Tremarctos ornatus</i> (+)	Chasse	VU	19
<i>Bothrocophias microphthalmus</i> (+)	Chasse	LC	3
<i>Leopardus pardalis</i> (+)	Chasse	LC	1
Sous-total mentions (+)			61
<i>Eira barbara</i> (-)	Chasse	LC	6
<i>Buteo magnirostris</i> (-)	Chasse	LC	3
<i>Desmodus rotundus</i> (-)	Chasse	LC	1
Sous-total mentions (-)			10
Sous-total mentions			71
<i>Lombricus terrestris</i> (+)	Agriculture	NE	9
Famille Apidae (abeilles) (+)	Agriculture	NA	1
Sous-total mentions (+)			10

Tableau 6. Suite.

Espèce	Activité	Catégorie UICN	Mentions
Ordre Coléoptères (scarabées) (-)	Agriculture	NA	19
Ordre Orthoptère (crickets) (-)	Agriculture	NA	15
Ordre Hyménoptère (fourmis) (-)	Agriculture	NA	13
Classe Gastéropodes (limaces) (-)	Agriculture	NA	8
Ordre Lépidoptère (papillons) (-)	Agriculture	NA	7
Sous-total mentions (-)			62
Sous-total mentions			72
<i>Desmodus rotundus</i> (-)	Élevage	LC	7
<i>Eira barbara</i> (-)	Élevage	LC	7
<i>Bothrocophias microphthalmus</i> (-)	Élevage	LC	1
<i>Leopardus pardalis</i> (-)	Élevage	LC	7
Sous-total mentions			22
Total mentions			165

Tableau 6. Espèces connues par les colons et qui n'ont pas de valeur utilitaire pour eux. Ces espèces connues sont liées également aux activités de subsistance. Les catégories de conservation de ces espèces selon la liste rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (<http://www.uicnredlit.org>) sont : EX éteint. EW éteint à l'état sauvage. RE régionalement éteint. CR en danger critique d'extinction. EN menacé. VU vulnérable. LR moindre risque. NT presque menacé. LC préoccupation mineure. DD données insuffisantes. NE non-évalué. NA non-applicable.

Référence bibliographique : IUCN Redlist : The IUCN red list of threatened species. URL <http://www.iucnredlist.org>, 2020.

ANNEXE E

Tableau 7 Bénéfices ou préjudices causés par la biodiversité aux colons.

Bénéfices/Préjudices	Activité	Mentions
Esthétique (+)	Chasse	9
Droit à vivre (+)	Chasse	8
Ennemis naturels (+)	Chasse	1
Sous-total mentions (+)		18
Nuisibles (-)	Chasse	9
N'ont pas d'importance (-)	Chasse	2
Sous-total mentions (-)		11
Sous-total mentions		29
Provision d'engrais naturels (+)	Agriculture	20
Provision d'eau (+)	Agriculture	4
Provision d'air pur (+)	Agriculture	3
Provision d'ombre (+)	Agriculture	2
Provision de bois (+)	Agriculture	1
Pollinisation (+)	Agriculture	1
Sous-total mentions (+)		31
Avancement de la jungle sur les cultures (-)	Agriculture	20
Excès d'ombre (-)	Agriculture	10
Avancement de la jungle sur les pâturages (-)	Agriculture	5
Ravageurs (-)	Agriculture	4

Tableau 7. Suite.

Bénéfices/Préjudices	Activité	Mentions
Excès de pluie (-)	Agriculture	3
Chute de branches (-)	Agriculture	2
Sous-total mentions (-)		44
Sous-total fréquence mentions		75
Provision d'ombre (+)	Élevage	4
Provision d'arbustes mangeables (+)	Élevage	2
Provision d'engrais naturels (+)	Élevage	1
Sous-total fréquence mentions (+)		7
Avancement de la jungle sur les pâturages (-)	Élevage	7
Excès d'ombre (-)	Élevage	4
Provenance de parasites et maladies (-)	Élevage	3
Sous-total fréquence mentions (-)		14
Sous-total fréquence mentions		21
Total fréquence mentions		118

Tableau 7. Bénéfices (+) ou préjudices (-) causés par la biodiversité aux colons pendant la réalisation de leurs activités de subsistance.

ANNEXE F

Tableau 8 Perception des colons de l'importance des aires protégées.

Importance des AP	Mentions
Préservation des animaux (+)	11
Attraits touristiques (+)	2
Il y a dedans des plantes et des animaux utiles (+)	3
Amélioration de la qualité de l'air (+)	6
Provision d'eau (+)	4
Naissance des fleuves (+)	1
Animaux dangereux restent dedans (+)	3
Interdiction de travailler dedans permet à la forêt de survivre (+)	5
Sous-total fréquence mentions (+)	35
Interdiction de couper des arbres (-)	10
Sous-total fréquence mentions (-)	10
Total fréquence mentions	45

Tableau 8. Perception des colons de l'importance positive (+) ou négative (-) des aires protégées.

ANNEXE G

Tableau 9 Importance de la biodiversité pour les colons en dehors des aires protégées.

Importance de la biodiversité en dehors des AP	Mentions
Protection contre la pollution (+)	7
Plantes et animaux nécessaires doivent exister (+)	13
Ressources pour les générations futures (+)	9
Ennemis naturels des animaux dangereux et des ravageurs (+)	7
Animaux sauvages sont beaux (+)	5
Droit de vivre (+)	7
Sous-total fréquence mentions (+)	48
Existence des animaux nuisibles et ravageurs (-)	6
Sous-total fréquence mentions (-)	6
Total fréquence mentions	54

Tableau 9. Raisons données par les colons pour protéger la biodiversité et les forêts qui se trouvent en dehors des aires protégées.

ANNEXE H

Tableau 10 Espèces utilisées par les *shuar* dans leurs activités de subsistance.

Espèce	Activité	Catégorie UICN	Mentions
<i>Dasypus novemcinctus</i>	Chasse	LC	29
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	Chasse	LC	36
<i>Cuniculus paca</i>	Chasse	LC	13
<i>Pecari tajacu</i>	Chasse	LC	35
<i>Sciurus</i> sp	Chasse	LC	2
<i>Nasua nasua</i>	Chasse	LC	6
<i>Cebus yuracus</i>	Chasse	NE	12
<i>Alouatta seniculus</i>	Chasse	NE	11
<i>Ateles belzebuth</i>	Chasse	EN	8
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Chasse	LC	2
<i>Mazama americana</i>	Chasse	DD	29
<i>Tapirus terrestris</i>	Chasse	VU	25
<i>Rupicola peruvianus</i>	Chasse	LC	2
<i>Penelope jacquacu</i>	Chasse	LC	12
<i>Tinamus tao</i>	Chasse	VU	8
<i>Psarocolius angustifrons</i>	Chasse	LC	2
<i>Ortalis guttata</i>	Chasse	LC	4
<i>Crax rubra</i>	Chasse	VU	3
<i>Columba subvinacea</i>	Chasse	VU	7

Table 10. Suite.

Espèce	Activité	Catégorie UICN	Mentions
Sous-total mentions			246
<i>Chaetostoma branickii</i>	Pêche	VU	40
<i>Henonemus punctatus</i>	Pêche	NE	26
<i>Astyanax bimaculatus</i>	Pêche	NE	37
<i>Brycon atrocaudatus</i>	Pêche	NE	“
<i>Trichomycterus kneri</i>	Pêche	NE	2
<i>Trichomycterus latistriatum</i>	Pêche	NE	“
<i>Crenicichla anthurus</i>	Pêche	LC	8
<i>Pimelodella yuncensis</i>	Pêche	NE	19
<i>Leporinus friderici</i>	Pêche	NE	4
<i>Prochilodus nigricans</i>	Pêche	NE	10
<i>Callichthys callichthys</i>	Pêche	NE	5
<i>Ceratobranchia elatior</i>	Pêche	DD	14
<i>Pristimantis colodactylus</i>	Pêche	LC	3
Sous-total mentions			168
<i>Manihot esculenta</i>	Agriculture	DD	37
<i>Musa paradisiaca</i>	Agriculture	NE	35
<i>Saccharum officinarum</i>	Agriculture	NE	3
<i>Colocasia esculenta</i>	Agriculture	LC	6
<i>Zea mays</i>	Agriculture	LC	14
<i>Phaseolus vulgaris</i>	Agriculture	NE	2

Tableau 10. Suite.

Espèce	Activité	Catégorie UICN	Mentions
<i>Couroupita guianensis</i>	Agriculture	LC	2
<i>Inga edulis</i>	Agriculture	LC	3
<i>Bactris gasipaes</i>	Agriculture	NE	11
<i>Ipomoea batatas</i>	Agriculture	DD	5
<i>Cucurbita maxima</i>	Agriculture	NE	3
<i>Carica papaya</i>	Agriculture	DD	2
<i>Solanum quitoense</i>	Agriculture	NE	3
<i>Xanthosoma sagittifolium</i>	Agriculture	NE	3
<i>Arachis hypogaea</i>	Agriculture	NE	1
<i>Coffea arabica</i>	Agriculture	EN	3
<i>Theobroma cacao L</i>	Agriculture	NE	2
Sous-total mentions			135
<i>Cestrum mariquitense</i>	Médecine	NE	14
<i>Piper aduncum</i>	Médecine	NE	11
<i>Ilex guayusa</i>	Médecine	NE	4
<i>Costus scaber</i>	Médecine	LC	5
<i>Mentha spicata</i>	Médecine	LC	4
<i>Melissa officinalis</i>	Médecine	NE	2
<i>Cymbopogon citratus</i>	Médecine	NE	4
<i>Aerva sanguinolenta</i>	Médecine	NE	9
<i>Sambucus nigra</i>	Médecine	NE	3

Tableau 10. Suite.

Espèce	Activité	Catégorie UICN	Mentions
<i>Solanum americanum</i>	Médecine	NE	3
<i>Zingiber officinale</i>	Médecine	NE	17
<i>Cecropia peltata</i>	Médecine	NE	2
<i>Urera baccifera</i>	Médecine	NE	1
<i>Banisteriopsis caapi</i>	Médecine	NE	6
<i>Inga</i> sp	Médecine	NE	2
<i>Brugmansia sanguinea</i>	Médecine	EW	13
<i>Nicotiana tabacum</i>	Médecine	NE	5
<i>Cyperus prolixus</i>	Médecine	NE	12
<i>Uncaria tomentosa</i>	Médecine	NE	1
<i>Miconia bubalina</i>	Médecine	NE	3
<i>Croton lechleri</i>	Médecine	NE	1
<i>Columnnea picta</i>	Médecine	NE	4
<i>Mucuna pruriens</i>	Médecine	NE	1
<i>Adenostemma fosbergii</i>	Médecine	NE	1
<i>Witheringia solanacea</i>	Médecine	NE	2
Mousse	Médecine	NE	1
<i>Blechnum</i> sp	Médecine	NE	1
<i>Amaranthus caudatus</i>	Médecine	NE	1
<i>Vernonanthura patens</i>	Médecine	NE	1

Tableau 10. Suite.

Espèce	Activité	Catégorie UICN	Mentions
Sous-total mentions			134
Total mentions			683

Tableau 10. Espèces de valeur utilitaire pour les *shuar*. Les catégories de conservation des espèces utilisées selon la liste rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (<http://www.uicnredlit.org>) sont : EX éteint. EW éteint à l'état sauvage. RE régionalement éteint. CR en danger critique d'extinction. EN menacé. VU vulnérable. LR moindre risque. NT presque menacé. LC préoccupation mineure. DD données insuffisantes. NE non-évalué. NA non-applicable.

Référence bibliographique : IUCN Redlist : The IUCN red list of threatened species. URL <http://www.uicnredlit.org>, 2020.

ANNEXE I

Tableau 11 Espèces connues par les *shuar* sans valeur utilitaire.

Espèce	Activité	Catégorie UICN	Mentions
<i>Eira barbara</i>	Chasse	LC	8
<i>Didelphis marsupialis</i>	Chasse	LC	11
<i>Puma concolor</i>	Chasse	LC	5
<i>Buteo magnirostris</i>	Chasse	LC	1
<i>Pionus menstruus</i>	Chasse	LC	2
<i>Megascops ingens</i>	Chasse	LC	2
<i>Coragyps atratus</i>	Chasse	LC	4
<i>Choloepus didactylus</i>	Chasse	LC	1
<i>Ara militaris</i>	Chasse	VU	1
<i>Panthera onca</i>	Chasse	NT	21
<i>Tremarctos ornatus</i>	Chasse	VU	7
<i>Bothrocophias microphthalmus</i>	Chasse	LC	11
<i>Leopardus pardalis</i>	Chasse	LC	1
<i>Ramphastos tucanus</i>	Chasse	VU	2
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Chasse	VU	10
<i>Pteronura brasiliensis</i>	Chasse	EN	2
Sous-total mentions			89
<i>Cetopsis montanensis</i>	Pêche		8
<i>Apteronotus albifrons</i>	Pêche		6

Tableau 11. Suite.

Espèce	Activité	Catégorie UICN	Mentions
Sous-total mentions			14
<i>Lombricus terrestris</i> (+)	Agriculture	NE	9
Famille Apidae (abeilles) (+)	Agriculture	NA	1
Sous-total mentions (+)			10
Ordre Coléoptères (scarabées) (-)	Agriculture	NA	19
Ordre Orthoptère (crickets) (-)	Agriculture	NA	15
Ordre Hyménoptère (fourmis) (-)	Agriculture	NA	13
Classe Gastéropodes (limaces) (-)	Agriculture	NA	8
Ordre Lépidoptère (papillons) (-)	Agriculture	NA	7
Sous-total mentions			62
<i>Desmodus rotundus</i> (-)	Élevage	LC	7
<i>Eira barbara</i> (-)	Élevage	LC	7
<i>Bothrocophias microphthalmus</i> (-)	Élevage	LC	1
<i>Leopardus pardalis</i> (-)	Élevage	LC	7
Sous-total mentions			22
Total mentions			165

Tableau 11. Espèces connues par les *shuar* et qui n'ont pas de valeur utilitaire pour eux. Ces espèces connues sont liées également aux activités de subsistance. Les catégories de conservation de ces espèces selon la liste rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (<http://www.uicnredlit.org>) sont : EX éteint. EW éteint à l'état sauvage. RE régionalement éteint. CR en danger critique d'extinction. EN menacé. VU vulnérable. LR

moindre risque. NT presque menacé. LC préoccupation mineure. DD données insuffisantes. NE non-évalué. NA non-applicable.

Référence bibliographique : IUCN Redlist : The IUCN red list of threatened species. URL <http://www.iucnredlist.org>, 2020.

ANNEXE J

Tableau 12 Bénéfices ou préjudices causés par la biodiversité aux *shuar*.

Bénéfices/Préjudices	Activité	Mentions
Droit à vivre (+)	Chasse	9
Gardiens de la forêt (+)	Chasse	8
Médecine (+)	Chasse	8
Marchent dans la forêt (+)	Chasse	7
Protecteurs des autres animaux (+)	Chasse	2
Nettoyage de la forêt (+)	Chasse	2
Ennemis naturels (+)	Chasse	3
Esthétique (+)	Chasse	3
Ancestrale (+)	Chasse	2
Sous-total mentions (+)		44
Nuisibles (-)	Chasse	1
Sous-total mentions (-)		1
Sous-total mentions		45
Provision d'engrais naturels (+)	Agriculture	16
Provision d'ombre (+)	Agriculture	9
Amélioration de la qualité de l'air (+)	Agriculture	6
Provision d'eau (+)	Agriculture	5
Dispersion de graines (+)	Agriculture	5
Régulation du climat (+)	Agriculture	5

Tableau 12. Suite.

Bénéfices/Préjudices	Activité	Mentions
Provision de sol de bonne qualité (+)	Agriculture	2
Provision de fruits (+)	Agriculture	1
Voisinage avec les forêts (+)	Agriculture	1
Sous-total mentions (+)		50
Chute de branches (-)	Agriculture	14
Avancement de la jungle sur les aja (-)	Agriculture	13
Excès d'ombre (-)	Agriculture	9
Extraction de nutriments (-)	Agriculture	4
Nuisibles (-)	Agriculture	2
Glissements de terrains (-)	Agriculture	1
Provenance d'animaux dangereux (-)	Agriculture	1
Sous-total mentions (-)		44
Sous-total mentions		94
Provision d'ombre (+)	Élevage	7
Provision de lieux pour attacher le bétail (+)	Élevage	2
Provision de refuge (+)	Élevage	1
Provision d'engrais naturels (+)	Élevage	1
Sous-total mentions (+)		11
Excès de pluie (-)	Élevage	10
Provenance d'animaux dangereux (-)	Élevage	7
Chute de branches (-)	Élevage	5

Tableau 12. Suite.

Bénéfices/Préjudices	Activité	Mentions
Excès d'ombre (-)	Élevage	5
Provenance de parasites et maladies (-)	Élevage	4
Nuisibles (-)	Élevage	4
Provenance de serpents (-)	Élevage	4
Sous-total mentions (-)		39
Sous-total mentions		50
Total mentions		189

Tableau 12. Bénéfices (+) ou préjudices (-) causés par la biodiversité aux *shuar* pendant la réalisation de leurs activités de subsistance.

ANNEXE K

Tableau 13 Perception des shuar de l'importance des aires protégées.

Importance des AP	Mentions
Utilisation de la biodiversité dans l'AP (+)	20
Utilisation de la biodiversité en dehors l'AP (+)	13
Provision d'eau (+)	7
Protection de la flore et la faune (+)	7
Amélioration de la qualité de l'air (+)	5
Empêche colonisation (+)	4
Tourisme (+)	2
Maintient la forêt comme elle était dans le passé (+)	2
Protection d'animaux chassés par les ancêtres (+)	2
Maintien de connaissances des espèces (+)	2
Animaux dangereux restent dedans (+)	2
Ressources pour les générations futures (+)	2
Médecine (+)	1
Opportunités de travail (1)	1
Sous-total mentions (+)	70
Interdiction d'utilisation de la biodiversité (-)	4
Sous-total mentions (-)	4
Total mentions	74

Tableau 13. Perception des *shuar* de l'importance positive ou négative des aires protégées.

ANNEXE L

Tableau 14 Importance de la biodiversité pour les shuar en dehors des aires protégées.

Importance de la biodiversité en dehors des AP	Mentions
Plantes et animaux nécessaires doivent exister	17
La biodiversité fournit des ressources	14
Ressources pour les générations futures	5
Pour que les bûcherons ne fassent pas disparaître les forêts	4
Protection contre la pollution	4
Certaines espèces sont en danger	3
Les plantes et les animaux sont mangés	3
Pour protéger les forêts de l'exploitation minière	3
Pour protéger les animaux qui étaient chassés par les ancêtres	2
Pour maintenir éloignés les animaux dangereux et les ravageurs	1
Animaux sauvages sont beaux	1
Total Mentions	57

Tableau 14. Raisons données par les *shuar* pour protéger la biodiversité et les forêts qui se trouvent en dehors des aires protégées.

ANNEXE M

Tableau 15 Glossaire des noms des espèces utilisées et connues par les *Shuar*.

Nom scientifique	Nom en <i>Shuar</i>	Nom en français
<i>Dasypus novemcinctus</i>	<i>Shushui</i>	Tatou à neuf bandes (M)
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	<i>Kàyuk</i>	Agouti cendré (M)
<i>Cuniculus paca</i>	<i>Kashai</i>	Paca (M)
<i>Pecari tajacu</i>	<i>Paki</i>	Pécari à collier (M)
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	<i>Unkùmia</i>	Capybara (M)
<i>Sciurus</i> sp	<i>Kunamp</i>	Écureuil (M)
<i>Nasua nasua</i>	<i>Kushi</i>	Coati roux (M)
<i>Cebus yuracus</i>	<i>Jaanch'</i>	Capucin à front blanc (M)
<i>Alouatta seniculus</i>	<i>Esat Yakùm</i>	Hurleur roux (M)
<i>Ateles belzebuth</i>	<i>Esaram washi</i>	Singe-araignée (M)
<i>Tapirus terrestris</i>	<i>Pama</i>	Tapir du Brésil (M)
<i>Mazama americana</i>	<i>Japa</i>	Daguet rouge (M)
<i>Eira barbara</i>	<i>Ámich</i>	Martre à tête grise (M)
<i>Didelphis marsupialis</i>	<i>Shaa</i>	Opossum commun (M)
<i>Puma concolor</i>	<i>Japa Yawa</i>	Puma (M)
<i>Choloepus didactyla</i>	<i>Uyúsh</i>	Paresseux à deux doigts (M)
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	<i>Wishishi</i>	Tamanoir (M)
<i>Tremarctos ornatus</i>	<i>Chai</i>	Ours à lunettes (M)
<i>Leopardus pardalis</i>	<i>Yantána</i>	Oncille (M)

Nom scientifique	Nom en <i>Shuar</i>	Nom en français
<i>Pteronura brasiliensis</i>	<i>Uunt-úyu</i>	Loutre géante (M)
<i>Panthera onca</i>	<i>Uunt-yawa</i>	Jaguar (M)
<i>Penelope jacquacu</i>	<i>Máshu</i>	Pénélope de Spix (O)
<i>Ortalis guttata</i>	<i>Máshu</i>	Ortalide maillée (O)
<i>Psarocolius angustifrons</i>	<i>Chuwi</i>	Cacique roussâtre (O)
<i>Rupicola peruvianus</i>	<i>Sunka</i>	Coq-de-roche péruvien (O)
<i>Tinamus tao</i>	<i>Wa</i>	Tinamou tao (O)
<i>Crax rubra</i>	<i>Máshu</i>	Grand hocco (O)
<i>Columba subvinacea</i>	<i>Yámpits</i>	Pigeon vineux (O)
<i>Megascops ingens</i>	<i>Ampush</i>	Petit-duc de Salvin (O)
<i>Buteo magnirostris</i>	<i>Pinchu</i>	Buse à gros bec (O)
<i>Coragyps atratus</i>	<i>Yapu</i>	Urubu noir (O)
<i>Pionus menstruus</i>	<i>Kawá</i>	Pione à tête bleue (O)
<i>Ara militaris</i>	<i>Yampuna</i>	Ara militaire (O)
<i>Henonemus punctatus</i>	<i>Nukumpia</i>	SNF (P)
<i>Prochilodus nigricans</i>	<i>Penké-namak</i>	Prochilodus noir (P)
<i>Pimelodella yuncensis</i>	<i>Kumpá</i>	SNF (P)
<i>Leporinus friderici</i>	<i>Katish</i>	SNF (P)
<i>Astyanax bimaculatus</i>	<i>Kúum</i>	SNF (P)
<i>Brycon atrocaudatus</i>	<i>Kúum</i>	SNF (P)
<i>Trichomycterus kneri</i>	<i>Namak-napi</i>	SNF (P)
<i>Trichomycterus latistriatum</i>	<i>Namak-napi</i>	SNF (P)
<i>Callichthys callichtys</i>	<i>Shinkíátam</i>	Poisson-chat (P)

Nom scientifique	Nom en <i>Shuar</i>	Nom en français
<i>Ceratobranchia elatior</i>	<i>Tsárur</i>	SNF (P)
<i>Crenicichla anthurus</i>	<i>Chuwi</i>	SNF (P)
<i>Chaetostoma branickii</i>	<i>Nayump'</i>	SNF (P)
<i>Cetopsis montanensis</i>	<i>Máuts</i>	SNF (P)
<i>Apteronotus albifrons</i>	<i>Wancha</i>	Poisson-couteau américain (P)
<i>Pristimantis colodactylus</i>	<i>Piura</i> *	SNF (A)
<i>Bothrocophias microphthalmus</i>	<i>Macanch'</i>	Serpent (SNF) (R)
<i>Manihot esculenta</i>	<i>Mama</i>	Manioc (PL)
<i>Musa paradisiaca</i>	<i>Páantam</i>	Banane plantain (PL)
<i>Saccharum officinarum</i>	<i>Páat</i>	Canne à sucre (PL)
<i>Colocasia esculenta</i>	<i>Papachinia</i> *	Taro (PL)
<i>Zea mays</i>	<i>Sha</i>	Maïs (PL)
<i>Couroupita guianensis</i>	<i>Iniak'</i>	Boulet de canon (PL)
<i>Psidium guajava</i>	<i>Wampa</i>	Pois doux (PL)
<i>Bactris gasipaes</i>	<i>Uwi</i>	Palmier pêche (PL)
<i>Ipomoea batatas</i>	<i>Inchi</i>	Patate douce (PL)
<i>Cucurbita maxima</i>	<i>Yuwi</i>	Potiron (PL)
<i>Xanthosoma sagittifolium</i>	<i>Wanchup'</i>	Chou caraïbe (PL)
<i>Phaseolus vulgaris</i>	<i>Miik</i>	Haricot (PL)
<i>Arachis hypogaea</i>	<i>Nuse</i>	Arachide (PL)
<i>Solanum quitoense</i>	<i>Kukuch</i>	Narangille (PL)
<i>Coffea arabica</i>	<i>Kajui</i>	Caféier (PL)
<i>Theobroma cacao L</i>	<i>Wakamp'</i>	Cacaotier (PL)

Nom scientifique	Nom en <i>Shuar</i>	Nom en français
<i>Carica papaya</i>	<i>Wapai</i>	Papaye (PL)
<i>Zingiber officinale</i>	<i>Ajej</i>	SNF (PL)
<i>Cestrum mariquitense</i>	<i>Sauco *</i>	SNF (PL)
<i>Piper aduncum</i>	<i>Únkuch'</i>	SNF (PL)
<i>Cecropia peltata</i>	<i>Yanatu</i>	Bois trompette (PL)
<i>Urera baccifera</i>	<i>Nara</i>	SNF (PL)
<i>Banisteriopsis caapi</i>	<i>Natem</i>	Ayahuasca (PL)
<i>Brugmansia sanguinea</i>	<i>Maikiúa</i>	Trompette de anges écarlate (PL)
<i>Ilex guayusa</i>	<i>Wais</i>	SNF (PL)
<i>Nicotiana tabacum</i>	<i>Tsáank</i>	Tabac (PL)
<i>Cyperus prolixus</i>	<i>Piripri</i>	Papyrus (PL)
<i>Miconia bubalina</i>	<i>Chinchak'</i>	SNF (PL)
<i>Costus scaber</i>	<i>Úntuntup'</i>	SNF (PL)
<i>Columnea picta</i>	<i>Puntilanza *</i>	SNF (PL)
<i>Macuna pruriens</i>	<i>Ojo de venado *</i>	Pois mascate (PL)
<i>Adenostemma fosbergii</i>	<i>Árarats</i>	SNF (PL)
<i>Witheringia solanacea</i>	<i>Yapá</i>	SNF (PL)
<i>Mentha spicata</i>	<i>Menta *</i>	Menthe verte (PL)
<i>Melissa officinalis</i>	<i>Melissa *</i>	Mélisse officinale (PL)
<i>Cymbopogon citratus</i>	<i>Chirichri</i>	Citronnelle (PL)
<i>Aerva sanguinolenta</i>	<i>Escancel *</i>	SNF (PL)
<i>Sambucus nigra</i>	<i>Tilo *</i>	Sureau noir (PL)
Bryophyta	<i>Juu</i>	Mousses (PL)

Nom scientifique	Nom en <i>Shuar</i>	Nom en français
<i>Blechnum</i> sp	<i>Yashipa</i> *	Fougères (PL)
<i>Solanum americanum</i>	<i>Shímpishpi</i>	Morelle d'Amérique (PL)
<i>Amaranthus caudatus</i>	<i>Atacu</i>	Amarante caudée (PL)
<i>Uncaria tomentosa</i>	<i>Kenkuk</i>	Liane du Pérou (PL)
<i>Croton lechleri</i>	<i>Urúshnium</i>	Sang-dragon (PL)
<i>Vernonanthura patens</i>	<i>Tseempu</i>	SNF (PL)
<i>Inga</i> sp	<i>Sampi</i>	SNF (PL)
<i>Erythrina schimpfii</i>	<i>Ashipa</i> *	SNF (PL)
<i>Pourouma bicolor</i>	<i>Shuinia</i>	SNF (PL)
<i>Ochroma pyramidale</i>	<i>Wawa</i>	SNF (PL)
<i>Piptocoma discolor</i>	<i>Tunashi</i>	SNF (PL)
<i>Acacia polyphylla</i>	<i>Yuruntse</i>	SNF (PL)
<i>Iriartea deltoidea</i>	<i>Tuntuam</i>	SNF (PL)
<i>Cordia alliodora</i>	<i>Múrushi nim</i>	SNF (PL)
<i>Solanum sessile</i>	<i>Yúnkuanim</i>	SNF (PL)

Tableau 15. *Nom en *kichwa* ou espagnol utilisé aussi par les *Shuar*. Mammifère (M). Oiseau (O). Amphibien (A). Reptile (R). Poisson (P). Plante (PL). Sans nom en français (SNF).

BIBLIOGRAPHIE

Acevedo, P. (1990). The occurrence of piscicides and stupedactants in the plant kingdom. *Advances in Economic Botany*. 8, 1-23.

Adams, W. (2014). The value of valuing nature. *Science* 346, 549-551.

Adams, W., Aveling, R., Brockington, D., Dickson, B., Elliott, J., Hutton, J., Roe, D., Vira, B., and Wolmer, W. (2004). Biodiversity Conservation and the Eradication of Poverty. *Science* 306,1146-1149.

Adger, N. (2000). Social and ecological resilience: are they related? *Progress in Human Geography* 24, 347-364.

Agamben, G. (2005). *Profanations* (Paris: Éditions Payot&Rivages).

Agrawal, A., and Angelsen, A. (2009). Using community forest management to achieve REDD+ goals. In *Realising REDD+*, A. Angelsen, ed. (Bogor: CIFOR), pp. 201-212.

Altieri, M. (1999a). *Agroecology. The scientific basis of alternative agriculture* (Boulder, CO: Westview Press-IT Publications).

Altieri, M. (1999b). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 19-31.

Altieri, M. (2009). Agroecology, small farms, and food sovereignty. *Monthly Review* 61, 102-113.

Altieri, M., and Nicholls, C. (2007). Biodiversidad y manejo de plagas en Agroecosistemas (Bridgetown: Icaria Editorial).

Alvard, M. (1993). Testing the “ecologically noble savage” hypothesis: Interspecific prey choice by Piro hunters of Amazonian Peru. *Human Ecology* 21, 355-387.

Alvard, M. (1998). Evolutionary ecology and resource conservation. *Evolutionary Anthropology: Issues, News, and Reviews* 7, 62-74.

Amselle J-L. (2001). La globalisation et l’avenir de la difference culturelle. In *Branchements. Anthropologie de l’universalité des cultures*. Amselle J-L, ed. (Paris: Flammarion), pp. 17-47.

Anderies, J., Janssen, M., and Ostrom, E. (2004). A framework to analyze the robustness of social-ecological systems from an institutional perspective. *Ecology and Society* 9, 18.

Arias-Arévalo, P., Martín-López, B., and Gómez-Baggethun, E. (2017). Exploring intrinsic, instrumental, and relational values for sustainable management of ecological systems. *Ecology and Society* 22, 43.

Armenteras, D., Espelta, J., Rodríguez, N., and Retana, J. (2017). Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980–2010). *Global Environmental Change* 46, 139-147.

Arriagada, R., Cotacachi, D., Morrison, J., et Schling M. (2018). Comunidades Sostenibles: Evaluación de Impacto del Programa Socio Bosque en Poblaciones Indígenas y Afrodescendientes (Quito: Banco Interamericano de Desarrollo).

Arrow, K., Bolin, B., Costanza, R., Dasgupta, P., Folke, C., Holling, C., Jansson, B., Levin, S., Mäler, K., Perrings, C., and Pimentel, D. (1996). Economic Growth, Carrying Capacity, and the Environment. *Environment and Development Economics* 1, 104-110.

Arrow, K., Dasgupta, P., Goulder, L., Daily, G., Ehrlich, P., Heal, G., Levin, S., Mäler, K., Schneider, S., Starrett, D., and Walker, B. (2004). Are We Consuming Too Much? *Journal of Economic Perspectives* 18, 147-172.

Arrow, K., Solow, R., Portney, P., Leamer, E., Radner, R., and Schuman H. (1993). Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation (Washington DC: National Oceanic and Atmospheric Administration)

Arroyo-Kalin, M. (2010). The Amazonian formative: Crop domestication and anthropogenic soils. *Diversity* 2, 473-504.

Asamblea Nacional. (2017). Código orgánico del ambiente (Quito: Asamblea Nacional).

Asner, G., Rudel, T., Mitchell, A., Defries, R., and Emerson, R. (2009). A contemporary assessment of change in humid tropical forests. *Conservation Biology* 23, 1386-1395.

Aswani, S. (2010). Socioecological Methods for Designing Marine Conservation Programs: a Salomon Islands Example. In *Environmental Social Sciences: Methods and Research Design*, I. Vaccaro, E. Alden Smith, and S. Aswani, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 349-376.

Atran, S. (1999). Managing the maya commons. The value of local knowledge. In *Ethnoecology*, V. D. Nazarea, ed. (Tucson, AZ: The University of Arizona Press), pp. 190-214.

Attfield, R. (1998). Existence value and intrinsic value. *Ecological economics* 24, 163-168.

Ayala-Mora, E. (1994). Introducción. In *Nueva historia del Ecuador. Volumen 6*, E. Ayala Mora, ed. (Quito: Corporación Editora Nacional), pp 7-8.

Ayala-Mora, E. (2008). *Manual de historia del Ecuador. Tomo II* (Quito: Universidad Andina Simón Bolívar).

Bachika, R., and Schulz, M. (2011). Values and culture in the social shaping of the future. *Current Sociology* 59, 107-118.

Balée, W. (1989). The culture of Amazonian forests. *Resource management in Amazonia: Indigenous and folk strategies* 7, 1-21.

Balée, W. (2006). The Research Program of Historical Ecology. *Annual Review of Anthropology* 35, 75-98.

Balée, W. (2013). *Cultural Forest of the Amazon* (Tuscaloosa, AL: The University of Alabama Press).

Ban, N., Eckert, L., McGreer, M., and Frid, A. (2017). Indigenous knowledge as data for modern fishery management: a case study of Dungeness crab in Pacific Canada. *Ecosystem Health and Sustainability* 3, 1-10.

Barde, J-P. (1991). *Économie et Politique de l'environnement* (Paris: Presses Universitaires de France).

Barrett, C., Travis, A., and Dasgupta, P. (2011). On biodiversity conservation and poverty traps. *PNAS* 108, 13907-13912.

Bates, D., and Tucker, J. (2010). *Human ecology: Contemporary research and practice* (New York, NY: Springer Science & Business Media).

Bauckham, R. (2011). Biodiversity -a biblical-theological perspective. In *Living with other creatures: green exegesis and theology*, R. Bauckham, ed. (London: Paternoster), pp. 213-232.

Baudrillard, J. (1972). *Pour une critique de l'économie politique du signe* (Paris: Gallimard).

Bellamy-Foster, J. (2000). *Marx's Ecology: materialism and nature* (New York, NY: Monthly Review Press).

Bennett, B., Baker, M., and Gómez, P. (2002). *Ethnobotany of the Shuar of Eastern Ecuador* (New York, NY: Botanical Garden Press).

Bennett, E., and Robinson, J. (2001). *Hunting of Wildlife in Tropical Forests. Implications for Biodiversity and Forest Peoples* (Washington D.C: Wildlife Conservation Society)

Berg, B. (2006). *Research methods for the social sciences* (Boston, MA: Pearson Education Inc).

Berkes, F. (2012). *Sacred Ecology*. Routledge (New York, NY: Taylor & Francis Group).

Berkes, F., Colding J., and Folke C. (2000). Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological applications* 10, 1251-1262.

Berkes, F, Feeny D., McCay, B., and Acheson J. (1989). The benefits of the commons. *Nature* 340, 91-93.

Berkes, F., and Folke, C. (2000). Linking social and ecological systems for resilience and sustainability. In *Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience*, F. Berkes and C. Folke eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 1-25.

Berkes, F., and Folke, C. (2002). Back to the future: Ecosystem dynamics and local knowledge. Pages 121-146 In *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*, L. Gunderson et C. S. Holling, eds. (Washington D. C: Island Press), pp. 121-146.

Berkes, F., and Turner, N. (2006). Knowledge, learning and the evolution of conservation practice for social-ecological system resilience. *Human Ecology* 34, 479-494.

Berlin, B. (1973). Folk systematics in relation to biological classification and nomenclature. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4, 259-271.

Berlin, B., Boster, J., and O'Neill, J. (1981). The perceptual bases of ethnobiological classification: evidence from Aguaruna Jivaro ornithology. *Journal of ethnobiology* 1, 95-108.

Berlin, B., Breedlove, D., and Raven, P. (1966). Folk taxonomies and biological classification. *Science* 154, 273-275.

Betts, M., Wolf, C., Pfeifer, M., Banks-Leite, C., Arroyo, V., Bandini, D., Barlow, J., Eigenbrod, F., Faria, D., Fletcher, R., Hadley, A., Hawes, J., Holt, R., Klingbell, B., Kormann, U., Lens, L., Levi, T., Medina, G., Melles, S., Mezger, D., Morante, J., Orme, D., Peres, C., Phalan, B., Pidgeon, A., Possingham, H., Ripple, W., Slade, E., Somarriba, E., Tobias, J., Tylianakis, J., Urbina, N., Valente, J., Watling, J., Wells, K., Wearn, O., Wood, E., Young, R. et al. (2019). Extinction filters mediate the global effects of habitat fragmentation on animals. *Science* 366, 1236-1239.

Biggs, R., Schlüter, M., Biggs, D., Bohensky, E., BurnSilver, S., Cundill, G., Dakos, V., Daw, T., Evans, L., Kotschy, K., Leitch, A., Meek, C., Quinlan, A., Raudsepp-Hearne, C., Robards, M., Schoon, M., Schultz, L., and West, P. (2012). Toward Principles for Enhancing the Resilience of Ecosystem Services. *Annual Review of Environment and Resources* 37, 421-448.

Biggs, R., Gordon, L., Raudsepp-Hearne, C., Schlüter, M., and Walker B. (2015a). Principle 3 - Manage slow variables and feedbacks. In *Principles for building resilience. Sustaining ecosystems services in social-ecological systems*, R. Biggs, M. Schlüter and M. Schoon, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 105-141.

Biggs, R., Schlüter, M., and Schoon, M. (2015b). An introduction to the resilience approach and principles to sustain ecosystem services in social-ecological systems. In *Principles for building resilience. Sustaining ecosystems services in social-ecological systems*, R. Biggs, M. Schlüter, and M. Schoon, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 1-31.

Biggs, R., Schlüter, M., and Schoon, M. (2015c). *Principles for Building Resilience. Sustaining Ecosystem Services in Social-Ecological Systems* (Cambridge: Cambridge University Press).

Birch, T. (1990). The incarceration of wildness. *Environmental Ethics* 12, 3-26.

Blühdorn, I. 2000. An Offer One Might Prefer to Refuse. *European Journal of Social Theory* 3, 339-354.

Bodin, Ö., and Crona, B. (2009). The role of social networks in natural resource governance: What relational patterns make a difference? *Global Environmental Change* 19, 366-374.

Bohensky, E., Evans, L., Anderies, J., Biggs, D., and Fabricius C. (2015). Principle 4 - Foster complex adaptive system thinking. In *Principles for building resilience. Sustaining ecosystems services in social-ecological systems*, R. Biggs, M. Schlüter, et M. Schoon, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 142-173.

Bohensky, E., and Maru, Y. (2011). Indigenous knowledge, science, and resilience: What have we learned from a decade of international literature on « integration »? *Ecology and Society* 16, 6.

Borgerhoff, M. (2003). Human Behavioural Ecology. *Encyclopedia of Life Sciences* (Davis, CA: Nature Publishing Group).

Botasso, J. (2011). *Los salesianos y los shuar* (Quito: Ediciones ABYA-YALA).

Bottrell, D. (2009). Understanding « marginal » perspectives: Towards a social theory of resilience. *Qualitative Social Work* 8, 321-339.

Braat, L. (2018). Five reasons why the Science publication “Assessing nature’s contributions to people” (Diaz et al. 2018) would not have been accepted in *Ecosystem Services*. *Ecosystem Services* 30, A1-A2.

Braat, L., and de Groot, R. (2012). The ecosystem services agenda:bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services 1*, 4-15.

Brondizio, E., Gatzweiler, F., Zografos, C., Kumar, M., and Martínez-Alier, J. (2010). The socio-cultural context of ecosystem and biodiversity valuation. In *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: ecological and economic foundations*, P. Kumar, ed. (Washington D.C: Earthscan), pp. 149-181.

Brown, K. (2016). *Resilience, development and global change* (New York, NY: Routledge).

Brown, K., and Westaway, E. (2011). Agency, Capacity, and Resilience to Environmental Change: Lessons from Human Development, Well-Being, and Disasters. *The Annual Review of Environment and Resources 36*, 321-342.

Brudvig, L., Damschen, E., Tewksbury, J., Haddad, N., and Levey, D. (2009). Landscape connectivity promotes plant biodiversity spillover into non-target habitats. *PNAS 106*, 9328-9332.

Bulmer, R. (1967). Why is the cassowary not a bird? A problem of zoological taxonomy among the Karam of the New Guinea Highlands. *Man 2*, 5-25.

Bush, M., Mcmichael, C., Piperno, D., Silman, M., Barlow, J., Peres, C., Power, M., and Palace, M. (2015). Anthropogenic influence on Amazonian forests in pre-history: An ecological perspective. *Journal of Biogeography 42*, 2277-2288.

Bush, M., Piperno, D., and Colinvaux, P. (1989). A 6,000 year history of Amazonian maize cultivation. *Nature 342*, 189-92.

Callicott, B. 2000. Intrinsic Value in Nature: A Metaethical Analysis.”. *Electronic Journal of Analytic Philosophy* 3, 5.

Cardinale, B., Duffy, E., Gonzalez, A., Hooper, D., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G., Tilman, D., Wardle, D., Kinzig, A., Daily, G., Loreau, M., Grace, J., Larigauderie, A., Srivastava, D., and Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59-67.

Carpenter, S., Walker, B., Anderies, J., and Abel. N. (2001). From metaphor to measurement: resilience of what to what? *Ecosystems* 4, 765-781.

Carrasco, A., Terán, C., Crespo, E., and Mejía, E. (2013). Mercado interno de la madera. In *Aprovechamiento forestal y mercados de la madera en la Amazonía ecuatoriana*, E. Mejía et P. Pacheco, eds (Bogor: Centro para la Investigación Forestal Internacional), pp. 30-49.

Carson, R. (1962). *Silent Spring* (Boston, MA: Page Houghton Mifflin Co).

Cartwright, N. (1999). *The dappled world: A study of the boundaries of science* (Cambridge: Cambridge University Press).

Cassirer, E. (1972). *La philosophie des formes symboliques. 2 : La pensée mythique* (Paris: Editions de Minuit).

Castro, P. (2008). Diagnóstico socioambiental del uso de fauna silvestre en el Bosque Protector Alto Nangaritza – Región Sur del Ecuador. *Mémoire de baccalauréat*, Universidad Técnica Particular de Loja, Loja.

Cavendish, W. (2003). How do forests support, insure and improve the livelihoods of the rural poor? (Bogor: CIFOR).

CBD Secretariat. (2010). Global biodiversity outlook 3 (Montreal: CBD Secretariat).

Chagnon, N., and Hames, R. (1979). Protein deficiency and tribal warfare in Amazonia : new data. *Science* 203, 910-913.

Chalmers, A. (2013). What is this thing called science? (Queensland: University of Queensland Press).

Chan, K., Guerry, A., Balvanera, P., Klain, S., Satterfield, T., Basurto, X., Bostrom, A., Chuenpagdee, R., Gould, R., Halpern, B., Hannahs, N., Levine, J., Norton, B., Ruckelshaus, M., Russell, R., Tam, J., and Woodside, U. (2012). Where are cultural and social in ecosystem services? A framework for constructive engagement. *BioScience* 62, 744-756.

Chan, K., Balvanera, P., Benessaiah, K., Chapman, M., Díaz, S., Gómez-Baggethun, E., Gould, R., Hannahs, N., Jax, K., Klain, S., Luck, G., Martín-López, B., Muraca, B., Norton, B., Ott, K., Pascual, U., Satterfield, T., Tadaki, M., Taggart, J., and Turner, N. (2016). Why protect nature? Rethinking values and the environment. *PNAS* 113, 1462-1465.

Chan, K., Gould, R., and Pascual, U. (2018). Editorial overview: Relational values: what are they, and what's the fuss about? *Current Opinion in Environmental Sustainability* 35, A1-A7.

Chan, K., Pringle, R., Ranganathan, J., Boggs, C., Chan, Y., Ehrlich, P., Haff, P., Heller, N., Al-Khafaji, K., and Macmynowski, D. (2007). When agendas collide: Human welfare and biological conservation. *Conservation Biology* 21, 59-68.

Chapin, M. (2004). A challenge to conservationists. *World Watch* magazine November, 17-31.

Charity, S., Dudley, N., Oliveira, D., and Stolton, S. (2016). *Living Amazon Report 2016: A Regional Approach to Conservation in the Amazon* (Brasilia: WWF).

Charmaz, K. (2014). *Constructing grounded theory* (Los Angeles, CA: Sage Publications).

Chaves, W., Wilkie, D., Monroe, M., and Sieving, K. (2017). Market access and wild meat consumption in the central Amazon, Brazil. *Biological Conservation* 212, 240-248.

Christie, M., Fazey, I., Cooper, R., Hyde, T., and Kenter, J. (2012). An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing the importance of biodiversity and ecosystem services to people in countries with developing economies. *Ecological Economics* 83, 67-78.

Ciriacy-Wantrup, S, and Bishop, R. (1975). "Common property" as a concept natural resources policy. *Natural Resources Journal* 15, 713-727.

Clarke, S., and Walsh, A. (2009). Scientific imperialism and the proper relations between the sciences. *International Studies in the Philosophy of Science* 23, 195-207.

Clement, C., Denevan, W., Heckenberger, M., Junqueira, A., Neves, E., Teixeira, W., and Woods, W. (2015). The domestication of amazonia before european conquest. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282, 1-9.

Clement, D. (1998). The Historical Foundations of Ethnobiology. *Journal of Ethnobiology* 18, 109-128.

Cliche, P. (1995). *Anthropologie des communautés andines équatoriennes* (Montréal: Recherches amérindiennes au Québec).

Cole, L., Bhagwat, S., and Willis, K. (2014). Recovery and resilience of tropical forests after disturbance. *Nature Communications* 5, 1-7.

Common, M., and Stagl, S. (2008). *Una introducción a la economía ecológica* (Barcelona: Editorial Reverté, S. A).

Conklin, H. (1954). *The Relation of Hanunóo Culture to the Plant World*. Ph.D. thesis, Yale University, New Haven.

Conservation International. (1997). *The cordillera del Cóndor region of Ecuador and Peru: a biological assessment* (Washington D.C: Conservation International).

Costanza, R. (1989). What is ecological economics? *Ecological Economics* 1, 1-7.

Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P., van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.

Costanza, R., and Daly, H. (1992). Natural Capital and Sustainable Development. *Conservation Biology* 6, 37-46.

Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., and Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services* 28, 1-16.

Crona, B., and Bodin, Ö. (2006). What You Know is Who You Know? Communication Patterns Among Resource Users as a Prerequisite for Co-management. *Ecology and Society* 11, 7.

CRSH, CRSNG, IRSC. (2014). Énoncé de politique des trois conseils: Éthique de la recherche avec des êtres humains (Ottawa: CRSH, CRSNG, IRSC).

Cundill, G., Leitch, A., Schultz, L., Armitage, D., and Peterson, G. (2015). Principle 5 - Encourage learning. In *Principles for building resilience. Sustaining ecosystems services in social-ecological systems*, R. Biggs, M. Schlüter and M. Schoon, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 174-200.

Dakos, V., Quinlan, A., Baggio, J., Bennett, E., Bodin, Ö., and BurnSilver, S. (2015). Principle 2 - Manage connectivity. In *Principles for building resilience. Sustaining ecosystems services in social-ecological systems*, R. Biggs, M. Schlüter and M. Schoon, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 80-104.

Daniel, T., Muhar, A., Arnberger, A., Aznar, O., Boyd, J., Chan, K., Costanza, R., Elmqvist, T., Flint, C., Gobster, P., Gret-Regamey, A., Lave, R., Muhar, S., Penker, M., Ribe, R., Schauppenlehner, T., Sikor, T., Soloviy, I., Spierenburg, M., Taczanowska, K., Tam, J., and von der Dunk, A. (2012). Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *PNAS* 109, 8812-8819.

Danielsen, F., Burgess, N., and Balmford, A. (2005). Monitoring matters: Examining the potential of locally-based approaches. *Biodiversity and Conservation* 14, 2507-2542.

Davidson, D. (2010). The applicability of the concept of resilience to social systems: Some sources of optimism and nagging doubts. *Society and Natural Resources* 23, 1135-1149.

Davis, W. (2009). *The wayfinders: why ancient wisdom matters in the modern world* (Toronto, ON: House of Anansi Press Inc).

de Groot R, Wilson, M., and Boumans, R. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics* 41, 393-408.

De la Fuente, D. (2014). *Gente, bosques e instituciones en el aprovechamiento forestal del Ecuador* (Quito: FLACSO - ECUADOR).

de Souza, J., Schaan, D., Robinson, M., Barbosa, A., Aragão, L., Marimon, B., Schwantes B.,

da Silva, I., Khan, S., Nakahara, F., and Iriarte, J. (2018). Pre-Columbian earth-builders settled along the entire southern rim of the Amazon. *Nature Communications* 9, 1-10.

del Gato, F. (2014). Deforestación: pequeñas fincas, grandes dilemas. *Ecuador Terra Incognita* 88, 20-28.

Deler, J. (1981). *Genèse de l'espace équatorien. Essai sur le territoire et la formation de l'Etat national* (Paris: Institut Français d'Études Andines).

Denevan, W. (2016). After 1492: Nature Rebounds. *Geographical Review* 106, 381-398.

Denzin, N, and Lincoln Y. (2011). *The SAGE handbook of qualitative research*, 4th édition (Los Angeles, CA: Sage Publications).

Descola, P. (1986). *La nature domestique: Symbolisme et praxis dans l'écologie des Achuar* (Paris: Editions de la Maison des Sciences de l'Homme).

Descola, P. (1996). Constructing natures. Symbolic ecology and social practice. In *Nature and society: anthropological perspectives*, P. Descola and G. Pálsson, eds. (London: Routledge), pp. 82-100.

Descola, P. (2005). Figures du continu. In *Par-delà nature et culture* (Paris: Éditions Gallimard), pp. 19-57

Deshoullière, G., and Utitaj Paati, S. (2019). Acerca de la declaración sobre el cambio de nombre del conjunto Jívaro. *Journal de la société des américanistes* 105, 167-179.

Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K., Baste, I., Brauman, K., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P., Van Oudenhoven, A., Van Der Plaats, F., Schröter, M., Lavorel, S., Aumeeruddy-Thomas, Y., Bukvareva, E., Davies, K., Demissew, S., Erpul, G., Failer, P., Guerra, C., Hewitt, C., Keune, H., Lindley, S., and Shirayama, Y. (2018). Assessing Nature's Contributions to People. *Science* 359, 270-272.

Didi-Huberman, G. (2002). *L'image survivante : histoire de l'art et temps des fantômes selon Aby Warburg* (Paris: Editions de Minuit).

Dirección del Parque Nacional Galápagos. (2014). Plan de manejo de las áreas protegidas de Galápagos para el buen vivir (Puerto Ayora: Ministerio del Ambiente del Ecuador).

Downes, B., Miller, F., Barnett, J., Glaister, A., and Ellemor, H. (2013). How do we know about resilience? An analysis of empirical research on resilience, and implications for interdisciplinary praxis. *Environmental Research Letters* 8, 1-8.

Dumont, B., Groot, J., and Tichit, M. (2018). Review: Make ruminants green again - how can sustainable intensification and agroecology converge for a better future? *Animal* 12, S210-S219.

Dupré, J. (1994). Against Scientific Imperialism. *Proceedings of the Biennial Meeting of the Philosophy of Science Association* 2, 374-381.

Dupré, J. (2001). *Human Nature and the Limits of Science* (Oxford: Clarendon Press).

Ellis, F. (1998). Household strategies and rural livelihood diversification. *Journal of Development Studies* 35, 1-38.

Eloy, L., et Empereire, L. (2011). La circulation de l'agrobiodiversité sur les fronts pionniers d'Amazonie (région de Cruzeiro do Sul, état de l'Acre, Brésil). *L'Espace géographique* 40, 62-74.

Ensminger, J. (1996). Culture and Property Rights. In *Rights to Nature: Ecological, Economic, Cultural, and Political Principles of Institutions for the Environment*, S. Hanna, C. Folke, and K. Mäler, eds. (Washington D.C: Island Press), pp. 179-203

Erickson, C. (2008). Amazonia: The Historical Ecology of a Domesticated Landscape. In *The Handbook of South American Archaeology*, H. Silverman and W. Isbell, eds. (New York, NY: Springer), pp. 157-183

Fabinyi, M., Evans, L., and Foale, S. (2014). Social-ecological systems, social diversity, and power : insights from anthropology and political ecology. *Ecology and Society* 19, 28.

Falconí, F. (2002). Economía y desarrollo sostenible ¿Matrimonio feliz o divorcio anunciado? El caso de Ecuador (Quito: FLACSO).

Ferrante, E. (2011). Journey to the center of the Amazon (Washington: National Science Foundation).

Ferraro, P., Hanauer, M., and Sims, K. (2011). Conditions associated with protected area success in conservation and poverty reduction. PNAS **108**, 13913-13918.

Feyerabend, P. (1975). Against method: outline of an anarchistic theory of knowledge (London: Verso).

Feyerabend, P. (2013). Filosofía Natural (Barcelona: Random House Mondadori).

Fischer, A., and Young, J. (2007). Understanding mental constructs of biodiversity: implications for biodiversity management and conservation. Biological Conservation **136**, 271-282.

Fish, R., Church, A., and Winter, M. (2016). Conceptualising cultural ecosystem services: A novel framework for research and critical engagement. Ecosystem Services **21**, 208-217.

Folke, C. (2006). Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. Global Environmental Change **16**, 253-267.

Forman, R. (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. Landscape Ecology **10**, 133-142.

Freile, J., and Kingman, N. (2014). De la selva sí somos. Ecuador Terra Incognita **88**, 42-53.

Freile, J., Krabbe, N., Piedrahita, P., Buitrón-Jurado, G., Rodríguez-Saltos, C., Ahlman, F., Brinkhuizen, D., and Bonaccorso, E. (2014). Birds, Nangaritza River Valley, Zamora Chinchipe Province, Southeast Ecuador: Update and revision. *Check List* 10, 54-71.

Frith, U., and Frith, C. (2010). The social brain: Allowing humans to boldly go where no other species has been. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365, 165-175.

Funtowicz, S., and Ravetz, J. (1994). The worth of a songbird: ecological economics as a post-normal science. *Ecological economics* 10, 197-207.

GAD Nuevo Paraíso. (2015). Plan de desarrollo y ordenamiento territorial 2015-2025 (Nuevo Paraíso: GAD Nuevo Paraíso).

GAD Timbara. (2014). Actualización del plan de desarrollo y ordenamiento territorial parroquial de Timbara (Zamora: GAD Timbara).

GAD Zamora Chinchipe. (2015). Plan de desarrollo y ordenamiento territorial de la provincia de Zamora Chinchipe 2015 - 2019 (Zamora: GAD Zamora Chinchipe).

Gadgil, M. (1996). Managing biodiversity. In *Pages Biodiversity: a biology of numbers and difference*, J. Gaston, ed. (London: Blackwell Science), pp. 345-366.

Gadgil, M., Berkes, F., and Folke C. (1993). Indigenous knowledge for biodiversity conservation. *Ambio* 22, 151-156.

García-Canclini, N. (1990). *Culturas Híbridas. Estrategias para entrar y salir de la modernidad* (México: Editorial Grijalvo).

García-Cancelini, N. (2004). La cultura extraviada en sus definiciones. In *Diferentes, desiguales y desconectados. Mapas de la interculturalidad*, N. García-Cancelini, ed. (Barcelona: Editorial Gedisa), pp. 29-43.

Gardner, T., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R., Harvey, C., Peres, C., and Sodhi, N. (2009). Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters* 12, 561-582.

Garnett, S., Burgess, N., Fa, J., Fernández-Llamazares, A., Molnár, Z., Robinson, C., Watson, J., Zander, K., Austin, B., Brondizio, E., Collier, N., Duncan, T., Ellis, E., Geyle, H., Jackson, M., Jonas, H., Malmer, P., McGowan, B., Sivongxay, A., and Leiper, I. (2018). Indigenous lands for conservation. *Nature Sustainability* 1, 369-374.

Gatzweiler, F. (2014). Value, Institutional Complementarity and Variety in Coupled Socio-Ecological Systems. *Ecosystem Services* 10, 137-143.

Geist, H., and Lambin, E. (2002). Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience* 52, 143-150.

Gelcich, S., Defeo, O., Iribarne, O., Del Carpio, G., DuBois, R., Horta, S., Isacch, J., Godoy, N., Coayla Peñaloza, P., and Castilla, J. (2009). Marine ecosystem-based management in the Southern Cone of South America: Stakeholder perceptions and lessons for implementation. *Marine Policy* 33, 801-806.

Gerique, A. (2010). Biodiversity as a resource: plant use and land use among the Shuar, Saraguros, and Mestizos in tropical rainforest areas of southern Ecuador. Institute of Geography. Ph.D. thesis, Friedrich-Alexander Universität, Erlangen-Nürnberg.

Gerique, A., López, M.F., and Pohle, P. (2017). Sitting on a ticking bomb? A political ecological analysis of conservation conflicts in the Alto Nangaritza Valley, Ecuador. *Journal of the Geographical Society of Berlin* 148, 134-149.

Gibson, C., and Becker, D. (2000). A Lack of Institutional Demand: Why a Strong Local Community in Western Ecuador Fails to Protect Its Forest. In *People and Forests Communities, Institutions, and Governance*, C. Gibson, M. Mckean, and E. Ostrom, eds. (Cambridge, MA: The MIT Press), pp. 135-161.

Gibson, C., Mckean, M., and Ostrom, E. (1996). Explaining deforestation : the role of local institutions. 6th annual conference of the International Association for the Study of Common Property (IASCP). (Berkeley, CA: Indiana University Press), pp. 1-16.

Gibson, C., Williams, J., and Ostrom, E. (2005). Local enforcement and better forests. *World Development* 33, 273-284.

Gingras, Y., Keating, P., and Limoges, C. (1999). *Du scribe au savant. Les porteurs du savoir de l'Antiquité à la révolution industrielle* (Montréal: Les Éditions du Boréal).

Godelier, M. (1984). *L'idéal et le matériel: pensée, économies, sociétés* (Paris: Fayard).

Godoy, R., O'Neill, K., Groff, S., Kostishack, P., Cubas, A., Demmer, J., Mcsweeney, K., Overman, J., Wilkie, D., Brokaw, N., and Martínez, M. (1997). Household Determinants of Deforestation by Amerindians in Honduras. *World Development* 25, 977-987.

Godoy, R., and Bawa, K. (1993). The economic value and sustainable harvest of plants and animals from the tropical forest: Assumptions, hypotheses, and methods. *Economic Botany* 47, 215-219.

Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P., and Montes C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69, 1209-1218.

Gómez-Pompa, A., and Kaus, A. (1999). From pre-Hispanic to future conservation alternatives: lessons from Mexico. *PNAS* 96, 5982-5986.

Gouldner, A. 1960. The Norm of Reciprocity: A Preliminary Statement. *American Sociological Review* 25, 161-178.

Graeber, D. (2001). *Toward an anthropological theory of value: The false coin of our own dreams* (London: Palgrave Macmillan).

Gray, C., Bozigar, M., and Bilsborrow, R. (2015). Declining use of wild resources by indigenous peoples of the Ecuadorian Amazon. *Biological Conservation* 182, 270-277.

Grupo de Barbados. (1971). *Declaración de Barbados I* (Barbados: Grupo de Barbados).

Grupo de Barbados. (1977). *Declaración de Barbados II* (Barbados: Grupo de Barbados).

Guayasamin, J., and Bonaccorso, E. (2011). Evaluación ecológica rápida de la biodiversidad de los tepuyes de la cuenca alta del río Nangaritza, cordillera del Cóndor, Ecuador. *Boletín de evaluación ecológica rápida* 58.

Guffroy, J. (2006). El horizonte corrugado: correlaciones estilísticas y culturales. *Bulletin de l'Institut Français d'Études Andines* 35, 347-359.

Guha, R. (1989). Radical American Environmentalism and Wilderness Perservation. *Environmental Ethics* 11, 71-83.

Guille-Escuret, G. (1989). *Les sociétés et leurs natures* (Paris: A. Colin).

Haffer, J. (1969). Speciation in Amazonian Forest Birds. *Science* 165, 131-137.

Haider, J., Boonstra, W., Akobirshoeva, A., and Schlüter, M. (2019). Effects of development interventions on biocultural diversity: a case study from the Pamir Mountains. *Agriculture and Human Values* 37, 683-697.

Haines-Young, R., and Potschin, M. (2018). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1: Guidance on the Application of the Revised Structure* (Nottingham: CICES).

Hames, R., and Vickers, W. (1987). Teorías sobre las respuestas adaptativas de los nativos de la Amazonía. *Hombre y ambiente: el punto de vista indígena* 3,45-89.

Hanski, I. (1991). Single-species dynamics: concepts, models and observations. *Biological journal of the linnean society* 42, 17-38.

Harner, M. (1972). *The Jivaro. People of the sacred waterfalls* (Garden City, NY: Doubleday & National History Press).

Harris, M. (1974). *Cows, Pigs, Wars and Witches: The Riddles of Culture* (New York, NY: Random House).

Harris, M. (1979). The Yanomamö and the causes of war in band and village societies. In *Brazil anthropological perspectives*, M. Margolis and W. Carter, eds. (New York, NY: Colección Mundo Shuar), pp. 121-132.

Hartwick, J. (1977). Intergenerational equity and the investing of rents from exhaustible resources. *American Economic Review* 67, 972-974.

Hatt, K. (2013). Social Attractors: A Proposal to Enhance « Resilience Thinking » about the Social. *Society and Natural Resources* 26, 30-43.

Hirota, M., Holmgren, M., Van Nes, E., Scheffer, M. (2011). Global resilience of tropical forest and savana to critical transitions. *Science* 334, 232-235.

Hisano, M., Searle, E., and Chen, H. (2018). Biodiversity as a solution to mitigate climate change impacts on the functioning of forest ecosystems. *Biological Reviews* 93, 439-456.

Hodgson, D., McDonald, J., and Hosken, D. (2015). What do you mean, « resilient »? *Trends in Ecology and Evolution* 30, 503-506.

Holland, M., de Koning, F., Morales, M., Naughton-Treves, L., Robinson, B., and Suárez, L. (2014). Complex Tenure and Deforestation : Implications for Conservation Incentives in the Ecuadorian Amazon. *World Development* 55, 21-36.

Holland, T., Peterson, G., and Gonzalez, A. (2009). A cross-national analysis of how economic inequality predicts biodiversity loss. *Conservation Biology* 23, 1304-1313.

Holling, C. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual review of ecology and systematics* 4, 1-23.

Holling, C. (2001). Understanding the complexity of economic, ecological, and social systems. *Ecosystems* 4, 390-405.

Holling, C., and Gunderson, L. (2002). Resilience and adaptive cycles. In *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*, L. Gunderson et C. S. Holling eds. (Washington, D.C: Island Press), pp. 25-62.

Holling, C., Gunderson, L., and Ludwig, D. (2002). In Quest of a Theory of Adaptive Change In *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*, L. Gunderson et C. S. Holling eds. (Washington, D.C: Island Press), pp. 3-22.

Holling, C., and Meffe, G. (1996). Command and control and the pathology of natural resource management. *Conservation Biology* 10, 328-337.

Hooper, D., Chapin, S., Ewel, J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J., Lodge, D.,

Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A., Vandermeer, J., and Wardle, D. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75, 3-35.

Houde, N. (2007). The six faces of traditional ecological knowledge: challenges and opportunities for canadian co-management arrangements. *Ecology and Society* 12, 34.

Hueting, R., Reijnders, L., de Boer, B., Lambooy, J., and Jansen, H. (1998). The concept of environmental function and its valuation. *Ecological economics* 25, 31-35.

Hunn, E. (1999). The value of subsistence for the future of the world. In *Ethnoecology: situated knowledge/located lives*, V. Nazarea ed. (Arizona, AZ: The University of Arizona Press), pp. 2-36.

Hunn, E. (2002). Evidence for the Precocious Acquisitions of Plant Knowledge by Zapotec Children. In *Ethnobiology and biocultural diversity: Proceedings of the 7th International Congress of Ethnobiology*, J. Stepp, F. Wyndham, and R. Zarger, eds. (Athens, GA: University of Georgia Press), pp. 604-613.

Hunn, E. (2007). Ethnobiology in four phases. *Journal of Ethnobiology* 27, 1-10.

Hunn, E. (2014). To know them is to love them. *Ethnobiology Letters* 5, 146-150.

Huntsinger, L., and Oviedo, J. (2014). Ecosystem services are social-ecological services in a traditional pastoral system: The case of California's mediterranean rangelands. *Ecology and Society* 19, 8.

INEC. (2010). *Censo de Población y Vivienda*. (Quito: INEC).

Infield, M. (2001). Cultural values: a forgotten strategy for building community support for protected areas in Africa. *Conservation Biology* 15, 800-802.

Ingold, T. (2000a). *The Perception of the Environment: Essays in Livelihood, Dwelling, and Skill* (New York, NY: Routledge).

Ingold, T. (2000b). Culture, perception and cognition. In *The perception of the environment: essays on livelihood, dwelling and skill*. T. Ingold, ed. (New York, NY: Routledge), pp. 157-171.

IPBES. (2015). *Preliminary Guide Regarding Diverse Conceptualization of Multiple Values of Nature and its Benefits, Including Biodiversity and Ecosystem Functions and Services* (Kuala Lumpur: IPBES).

IPBES. (2018). *The regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for the Americas. Summary for policymakers* (Bonn: IPBES).

IUCN Redlist : The IUCN red list of threatened species. URL <http://www.iucnredlist.org>, 2020.

Janssen, M., Anderies, J., and Ostrom, E. (2007). Robustness of social-ecological systems to spatial and temporal variability. *Society and Natural Resources* 20, 307-322.

Jantsch, E. (1970). Inter-disciplinary and transdisciplinary university: A systems approach to education and innovation. *Policy Sciences* 1, 403-428.

Janzen, D. (1997). Wildland biodiversity management in the tropics. In *Pages Biodiversity II: Understanding and Protecting our Biological Resources*, M. Reaka-Kudla, D. Wilson, and E. Wilson, eds. (Washington D.C: Joseph Henry Press), pp. 411-431.

Jax, K., Calestani, M., Chan, K., Eser, U., Keune, H., Muraca, B., O'Brien, L., Potthast, T., Voget-Kleschin, L., and Wittmer, H. (2018). Caring for nature matters: a relational approach for understanding nature's contributions to human well-being. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 35, 22-29.

Jayaprakash, L., and Hickey, G. (2019). Mistaking the Map for the Territory: What Does the History of Bannerghatta National Park, India, Tell us about the Study of Institutions? *Society and Natural Resources* 32, 1-18.

Joetzer, E., Douville, H., Delire, C., and Ciais, P. (2013). Present-day and future Amazonian precipitation in global climate models: CMIP5 versus CMIP3. *Climate Dynamics* 41, 2921-2936.

Jollivet, M, et Pavé A. (1993). L'environnement un champ de recherche en formation. *Natures Sciences Sociétés* 1, 6-20.

Jones, N., Ross, H., Lynam, T., Perez, P., and Leitch, A. (2011). Mental models: an interdisciplinary synthesis of theory and methods. *Ecology and Society* 16, 46.

Juank, A. (2016). *Pueblo de fuertes* (Quito: Ediciones ABYA-YALA).

Kahneman, D. (2003). Maps of Bounded Rationality : Economic Psychology for Behavioral. *The American Economic Review* 93, 1449-1475.

Karsten, R. (1935). *The head hunters of western Amazonas. The life and culture of the Jívaro indians of eastern Ecuador and Perú* (Helsingfors: Societas Scientiarum Fennica).

Kellert, S., Longino, H., and Waters, K. (2006.) Introduction: The Pluralist Stance. In *Scientific Pluralism*, S. Kellert, H. Longino, and K. Waters, eds. (Minneapolis: MN: University of Minnesota Press), pp. vii-xxx.

Kenter, J., O'Brien, L., Hockley, N., Ravenscroft, N., Fazey, I., Irvine, K., Reed, M., Christie, M., Brady, E., Bryce, R., Church, A., Cooper, N., Davies, A., Evely, A., Everard, M., Fish, R., Fisher, J., Jobstvogt, N., Molloy, C., Orchard-Webb, J., Ranger, S., Ryan, M., Watson, V., and

Williams, S. (2015). What are shared and social values of ecosystems? *Ecological Economics* 111, 86-99.

Kenter, J. (2018). IPBES: Don't throw out the baby whilst keeping the bathwater; Put people's values central, not nature's contributions. *Ecosystem Services* 33, 40-43.

Kingman, S. (2007). *Áreas Protegidas y Pueblos Indígenas. Un Estudio de Caso en Ecuador* (Quito: FAO).

Kirmayer, L., Dandeneau, S., Marshall, E., Phillips, K., Williamson K. (2011). Rethinking resilience from indigenous perspectives. *Canadian Journal of Psychiatry* 56, 84-91.

Knippenberg, L., de Groot, W., van den Born, R., Knights, P., and Muraca, B. (2018). Relational value, partnership, eudaimonia: a review. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 35, 39-45.

Kohn, E. (2013). *How forests think: Toward an anthropology beyond the human* (Berkeley, CA: University of California Press).

Kopnina, H., Washington, H., Gray, J., Taylor, B. (2018). “The ‘future of conservation’ debate: Defending ecocentrism and the Nature Needs Half movement”. *Biological Conservation* 217, 140-148.

Kotschy, K., Biggs, R., Daw, T., Folke, C., and West, P. (2015). Principle 1 - Maintain diversity and redundancy. In *Principles for building resilience. Sustaining ecosystems services in social-ecological systems*, R. Biggs, M. Schlüter and M. Schoon, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 50-79.

Kremen, C., and Merenlender, A. (2018). Landscapes that work for biodiversity and people. *Science* 362, 1-9.

Kuhn, T. (1962). *The structure of scientific revolutions* (Chicago, IL: University of Chicago Press).

Lakatos, I. (1965). Falsification and the methodology of scientific research programmes. In *Criticism and the growth of knowledge*, I. Lakatos and A. Musgrave, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 91-196.

Lam, D., Hinz, E., Lang, D., Tengö, M., von Wehrden, H., and Martín-López, B. (2020). Indigenous and local knowledge in sustainability transformations research: a literature review. *Ecology and Society* 25, 3.

Lathrap, D. (1973). The antiquity and importance of long-distance trade relationship in the Moist tropics of Pre-columbian South America. *World Archaeology* 5, 170-186.

Latour, B. (1997). *Nous n’avons jamais été modernes: essai d’anthropologie symétrique* (Paris: Éditions la Découverte & Syros).

Leach, M., and Fairhead, J. (2002). Modes de contestation: le «savoir indigène» et la «science des citoyens» en Afrique de l'Ouest et dans les Caraïbes. *Revue internationale des sciences sociales* 173, 337-351.

Legault, G. (2003). Professionnalisme et délibération éthique: Manuel d'aide à la décision responsable (Sainte-Foy: Presses de l'Université du Québec).

Leitch, A., Cundill, G., Schultz, L., and Meek, C. (2015). Principle 6 - Broaden participation. In *Principles for building resilience. Sustaining ecosystems services in social-ecological systems*, R. Biggs, M. Schlüter and M. Schoon, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 201-225.

Leopold, A. (1949). *A sand county almanac* (Round River, UT: Oxford University Press).

Levi-Strauss, C. (1962). *La pensée sauvage* (Paris: Plon).

Levine, N., Zhang, K., Longo, M., Baccini, A., Phillips, O., Lewis, S., Alvarez, E., Segalin, A., Brien, R., Erwin, T., Feldpausch, T., Monteagudo, A., Nuñez, P., Prieto, A., Silva, J., Malhi, Y., and Moorcroft, P. (2016). Ecosystem heterogeneity determines the ecological resilience of the Amazon to climate change. *PNAS* 113, 793-797.

Levis, C., Costa, F., Bongers, F., Peña, M., Clement, C., Junqueira, A., Neves, E., Tamanaha, E., Figueiredo, F., Salomão, R., Castilho, C., Magnusson, W., Phillips, O., Guevara, J., Sabatier, D., Molino, J., López, D., Mendoza, A., Pitman, N., Duque, A., Vargas, P., Zartman, C., Vasquez, R., Andrade, A., Camargo, J., Feldpausch, T., Laurance, S., Laurance, W., Killeen, T., Nascimento, H., Montero, J., Mostacedo, B., Amaral, I., Guimarães, I., Brien, R., Castellanos, H., Terborgh, J., Veiga, M., Guimarães, J., Coelho, L., Matos, F., Wittmann, F., Mogollón, H., Damasco, G., Dávila, N., García, R., Coronado, E., Emilio, T., Andrade, D.,

Schietti, J., Souza, P., Targhetta, N., Comiskey, J., Marimon, B., Neill, D., Alonso, A., Arroyo, L., Carvalho, F., de Souza, F., Pansonato, M., Duivenvoorden, J., Fine, P., Stevenson, P., Araujo, A., Aymard, G., Baraloto, C., do Amaral, D., Engel, J., Henkel, T., Maas, P., Petronelli, P., Revilla, J., Stropp, J., Daly, D., Gribel, R., Paredes, M., Silveira, M., Thomas-Caesar, R., Baker, T., da Silva, N., Ferreira, L., Peres, Carlos., Silman, M., Cerón, C., Valverde, F., Di Fiore, A., Jimenez, E., Peñuela, M., Toledo, M., Barbosa, E., Matos, L., Arboleda, N., de Sousa, E., Fuentes, A., Guillaumet, J., Møller, P., Malhi, Y., de Andrade, I., Phillips, J., Prieto, A., Rudas, A., Ruschel, A., Silva, N., von Hildebrand, P., Vos, V., Zent, E., Zent, S., Cintra, B., Oliveira, A., Ramirez, H., Ramos, J., Rivas, G., Schöngart, J., Sierra, R., Tirado, M., van der Heijden, G., Torre, E., Wang, O., Young, R., Baider, C., Cano, A., Farfan, W., Ferreira, C., Hoffman, B., Mendoza, C., Mesones, I., Torres, A., Medina, M., van Andel, T., Villarroel, D., Zagt, R., Alexiades, M., Balslev, H., Garcia, K., Gonzales, T., Hernandez, L., Huamantupa, I., Manzatto, A., Milliken, W., Cuenca, W., Pansini, S., Pauletto, D., Arevalo, F., Reis, N., Sampaio, A., Urrego, L., Valderrama, E., Valenzuela, L., Vela, C., and Ter Steege, H. (2017). Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. *Science* 355, 925-931.

Lewis, S., Edwards, D., and Galbraith, D. (2015). Increasing human dominance of Tropical Forests. *Science* 349, 827-832.

Lomolino, M., Riddle, B., and Whittaker, R. (2006.) *Biogeography : biological diversity across space and time*, 3^e édition (Sunderland, MA: Sinauer Associates, Inc. Publishers).

Loreau, M. (2010). *From populations to ecosystems: Theoretical foundations for a new ecological synthesis* (Princeton, NJ: Princeton University Press)

Lu, F. (2005). The Catch-22 of conservation: indigenous peoples, biologists, and cultural change. *Human Ecology* 33, 199-215.

Lu, F. (2010). Patterns of Indigenous Resilience in the Amazon : A Case Study of Huaorani Hunting in Ecuador. *Journal of Ecological Anthropology* 14, 5-21.

Lu, F., Gray, C., Bilsborrow, R., Mena, C., Erlien, C., Bremner, J., Barbieri, A., and Walsh, S. (2010). Contrasting colonist and indigenous impacts on Amazonian forests. *Conservation Biology* 24, 881-885.

Ludwig, D. (2001). The era of management is over. *Ecosystems* 4, 758-764.

Luhmann, N. (1988). Tautology and Paradox in the Self-Description of Modern Society. *Sociological Theory* 6, 21-37.

Lujan, N., and Armbruster, J. (2011). Morphological and Functional Diversity of the Mandible in Suckermouth Armored Catfishes (Siluriformes: Loricariidae). *Journal of Morphology* 273, 24-39.

Mace, G. (2014). Whose conservation? *Science* 345, 1558-1560.

MacKinnon, D., and Driscoll, K. (2013). From resilience to resourcefulness: A critique of resilience policy and activism. *Progress in Human Geography* 37, 253-270.

Maclean, K., Cuthill, M., and Ross, H. (2014). Six attributes of social resilience. *Journal of Environmental Planning and Management* 57, 144-156.

MAE. (2014). Plan de manejo del parque nacional Podocarpus (Quito: Ministerio del Ambiente).

MAE. (2015). Quinto informe nacional para el convenio sobre la diversidad biológica (Quito: GEF - PNUD).

Maffi, L. (1999). Linguistic diversity. In Cultural and spiritual values of biodiversity, D. Posey and Oxford center for the environment ethics and society, eds. (London: United Nations Environment Program), pp. 21-57.

Maffi, L. (2005). Linguistic, Cultural, and Biological Diversity. *Annual Review of Anthropology* 34, 599-617.

Maitre d'Hôtel, E., et Pelegrin, F. (2012). Les valeurs de la biodiversité: un état des lieux de la recherche française (Paris: Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité).

Mäki, U. (2013). Scientific imperialism: Difficulties in definition, identification, and assessment. *International Studies in the Philosophy of Science* 27, 325-339.

Mäler, K. (2011). Environmental economics: a theoretical inquiry (New York, NY: Earthscan).

Malinowski, B. (1963). Introducción. Pages 11-19 In Contrapunteo cubano del tabaco y el azúcar. Ph.D. thesis Universidad Central de las Villas, La Habana.

Marsh, G. (1864). Man and Nature: Physical Geography as Modified by Human Action (New York, NY: Charles Scribner).

Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., and García-Llorente, M. (2014). Trade-offs Across Value-Domains in Ecosystem Services Assessment. *Ecological Indicators* 37, 220-228.

Martínez-Alier, J., and Roca-Jusmet, J. (2001). *Economía Ecológica y Política Ambiental* (México D. F: Fondo de Cultura Económica S. A de C. V).

Mashinkias, J. (2012). *Etnoeducación Shuar y Aplicación del Modelo de Educación Intercultural Bilingüe en la Nacionalidad Shuar* (Cuenca: Universidad de Cuenca).

Masood, E. (2018). Battle over Biodiversity. *Nature* 560, 423-425.

Maull, N. (1977). Unifying science without reduction. *Studies in History and Philosophy of Science* 8, 143-162.

McCauley, D. 2006. Selling out on nature. *Nature* 443, 27-28.

Mckean, M., et Ostrom, E. (1995). Regimes de propriété communautaire en forêt: simple vestige du passé? *Unasylva* 46, 3-15.

MEA. (2005). *Ecosystems and human well-being: Synthesis* (Washington D. C: Island Press).

Meggens, B. (1954). Environmental limitation on the development of culture. *American Anthropologist* 56, 801-824.

Meggens, B. (1975). Application of the biological model of diversification to cultural distributions in tropical lowland South America. *Biotropica* 7, 141-161.

Meiser, A. (2015). *Bebo de dos ríos. Sobre la lógica de procesos transculturales entre los cristianos Achuar y Shuar en la Amazonía Alta* (Quito: Ediciones ABYA-YALA).

Mejía, E., Fernández, G., Vinueza, M., and Fuentes, A. (2013). El aprovechamiento forestal en pequeña escala. In *Aprovechamiento forestal y mercados de la madera en la Amazonía ecuatoriana*, E. Mejía and P. Pacheco, eds. (Bogor: Centro para la Investigación Forestal Internacional), pp. 73-86.

Mejía, E., and Pacheco, P. (2013a). Elementos de contexto. El aprovechamiento forestal en pequeña escala. In *Aprovechamiento forestal y mercados de la madera en la Amazonía ecuatoriana*, E. Mejía and P. Pacheco, eds. (Bogor: Centro para la Investigación Forestal Internacional), pp. 4-15.

Mejía, E., and Pacheco P. (2013b). El aprovechamiento forestal en pequeña escala. In *Aprovechamiento forestal y mercados de la madera en la Amazonía ecuatoriana*, E. Mejía and P. Pacheco, eds. (Bogor: Centro para la Investigación Forestal Internacional), pp. 73-86.

Midgley, M. (1984). Reductivism, Fatalism and Sociobiology. *Journal of Applied Philosophy* 1, 107-114.

Miller, T., and Spoolman, S. (2009). *Living in the environment: concepts, connections and solutions*, 16^e édition (Belmont, MA: Brooks/Cole).

Mills, S., Soulé, M., and Doak, D. (1993). The Keystone-Species Concept in Ecology and Conservation. *BioScience* 43, 219-224.

Mittermeier, R., Mittermeier, C., Robles, P., and Wilson, E. (1999). *Megadiversity: earth's biologically wealthiest nations* (México DF: CEMEX).

Mittermeier, R., Turner, W., Larsen, F., Brooks, T., and Gascon, C. (2011). Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In *Biodiversity Hotspots*, F. Zachos and J. Habel, eds. (Berlin: Springer), pp. 3-22.

Mora, S. (2001). Early inhabitants of the amazonian tropical rain forest. A study of humans and environmental dynamics. Ph.D thesis, The University of Calgary, Calgary.

Morán, E. (1990). Ecosystem ecology in biology and anthropology. In *The ecosystem approach in anthropology: From concept to practice*, E. Moran, ed. (Ann Arbor, MI: The University of Michigan Press), pp. 3-40

Morán, E. (1993). *La ecología humana de los pueblos de la Amazonía*. México D.F: Fondo de Cultura Económica S. A de C. V).

Morell, V., and Lanting, F. (1999). The variety of life. *National Geographic* 195, 6-31.

Moreno Yáñez, S. (1996). Formaciones políticas tribales y señoríos étnicos. In *Nueva historia del Ecuador: Volumen 2*, E. Ayala Mora, ed. (Quito Corporación Editora Nacional), pp. 15-134.

Morsello, C., Yagüe, B., Beltreschi, L., van Vliet, N., Adams, C., Schor, T., Quiceno-Mesa, M., and Cruz, D. (2015). Cultural attitudes are stronger predictors of bushmeat consumption and preference than economic factors among urban amazonians from brazil and colombia. *Ecology and Society* 20, 21.

Munn, N. (1992). *The fame of Gawa: A symbolic study of value transformation in a Massim (Papua New Guinea) society*. (Durham, CN: Duke University Press).

Münzel, M. (1977). *Schrumpfkopf-Macher?: Jibaro-Indianer in Südamerika* (Frankfurt: Museum für Völkerkunde).

Muradian, R., Corbera, E., Pascual, U., Kosoy, N., May, P. (2010). Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics* 69, 1202-1208.

Muradian, R., and Pascual, U. (2018). A typology of elementary forms of human-nature relations: a contribution to the valuation debate. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 35, 8-14.

Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10:58-62.

Murray Li, T. (2014). *Land's end: Capitalist relations on an indigenous frontier* (Durham, CN: Duke University Press).

Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., Da Fonseca, G., and Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.

Naess, A. (1973). The shallow and the deep, long-range ecology movement. A summary. *Inquiry* 16, 95-100.

Nash, R. (1989). *The rights of nature* (Madison, WI: University of Wisconsin Press).

Nasi, R., Taber, A., and Van Vliet, N. (2011). Empty forests, empty stomachs? Bushmeat and livelihoods in the Congo and Amazon Basins. *International Forestry Review* 13, 355-368.

Naveda, A., de Thoisy, B., Richard-Hansen, C., Torres, D., Salas, L., Wallance, R., Chalukian, S., and de Bustos S. 2008. *Tapirus terrestris* (IUCN: redlist).

Nazarea, V. (1999a). Lenses and latitudes. In landscapes and lifescapes. In *Ethnoecology: situated knowledge/located lives*, V. Nazarea ed. (Arizona, AZ: The University of Arizona Press), pp. 91-106.

Nazarea, V. (1999b). Introduction. In landscapes and lifescapes. In *Ethnoecology: situated knowledge/located lives*, V. Nazarea ed. (Arizona, AZ: The University of Arizona Press), pp. 1-20.

Nazarea, V. (2006). Local knowledge and memory in biodiversity conservation. *Annu. Rev. Anthropol.* 35, 317-335.

Newell, W. (2013). The State of the Field: Interdisciplinary Theory 43, 22-43.

Nolte, C., Agrawal, A., Silvius, K., and Soares-Filho, B. (2013). Governance regime and location influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon. *PNAS* 110, 4956-4961.

North, D. (1991). Institutions. *Journal of Economic Perspectives* 5, 97-112.

Norton, B. (2003). Integration or reduction. In *Searching for sustainability. Interdisciplinary essays in the philosophy of conservation biology*, B. Norton, ed. (Cambridge: Cambridge University Press), pp 47-77.

O'Connell, D., Walker, B., Abel, N., and Grigg, N., (2015). *The Resilience, Adaptation and Transformation Assessment Framework : from theory to application* (Australia: CSIRO).

Odum, H. (1971). *Environment, Power and Society* (New York, NY: Wiley-Interscience).

Olsson, L., Jerneck, A., Thoren, H., Persson, J., and O'Byrne, D. (2015). Why resilience is unappealing to social science: Theoretical and empirical investigations of the scientific use of resilience. *Science Advances* 1, 1-11.

Onofa, M., Rodríguez, F., and Ponce, J. (2012). *Avance de los objetivos de desarrollo del milenio en la amazonia ecuatoriana* (Quito: EcoCiencia).

Orlove, B. (1980). Ecological Anthropology. *Annual Review of Anthropology* 9, 235-273.

Orlove, B., and Brush, S. (1996). Anthropology and the conservation of biodiversity. *Annual Review of Anthropology* 25, 329-352.

Ortega, H., Valenzuela, L., Espino, J., Chocano, L., Velasquez, M., and Hidalgo del Aguila, M. 2016. *Chaetostoma branickii* (IUCN: redlist).

Ostrom, E. (1990). *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action* (Cambridge: Cambridge University Press).

Ostrom, E. (1995). Constituting social capital and collective action. In *Governing the commons, the evolution of institutions for collective action*, R. Keohane and E. Ostrom, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 1-28.

Ostrom, E. (2009). A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science* 323, 59-60.

Ostrom, E. (2010). Beyond markets and states: polycentric governance of complex economic systems. *American Economic Review* 100, 641-672.

Paine, R. (1966). Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist* 100, 65-75.

Parkin, M. (2003). *Economics*, 6th édition (Boston, MA: Pearson Education Inc).

Parks, S., and Gowdy, J. (2013). What have economists learned about valuing nature? A review essay. *Ecosystem Services* 3, 1-10.

Parra, D. (2012). Parque nacional Podocarpus. El centro del centro. *Ecuador Terra Incognita* 76, 40-46.

Parry, L., Barlow, J., and Pereira, H. (2014). Wildlife Harvest and Consumption in Amazonia's Urbanized Wilderness. *Conservation Letters* 7, 565-574.

Pearce, D., and Barbier, E. (2000). *Blueprint for a sustainable economy* (London: Earthscan).

Pearce, D., Markandya, A., and Barbier, E. (1989). *Blueprint for a green economy* (London: Earthscan).

Pearce, D., and Turner, K. (1990). *Economics of natural resources and the environment* (Baltimore, MD: The Johns Hopkins University Press).

Peters, C., Gentry, A., and Mendelsohn, R. (1989). Valuation of an Amazonian rainforest. *Nature* 339, 655-656.

Piccolo, J. (2017). Intrinsic values in nature: Objective good or simply half of an unhelpful dichotomy? *Search Results. Journal for Nature Conservation* 37, 8-11.

Piccolo, J., Washington, H., Kopnina, H., and Taylor, B. (2018). Why conservation scientists should re-embrace their ecocentric roots. *Conservation Biology* 32, 959-961.

Piperno, D. (1990). Aboriginal agriculture and land usage in the Amazon basin, Ecuador. *Journal of Archaeological Science* 17, 665-677.

Piperno, D., McMichael, C., and Bush, M. (2015). Amazonia and the Anthropocene: What was the spatial extent and intensity of human landscape modification in the Amazon Basin at the end of prehistory? *Holocene* 25, 1588-1597.

Platt, J. (1973). Social traps. *American Psychologist* 28, 641-651.

Polanyi, K. (1967). *The great transformation* (Boston, MA: Beacon Press).

Poorter, L., Bongers, F., Mitchell, A., Almeyda, A., Balvanera, P., Becknell, J., Boukili, V., Brancalion, P., Broadbent, E., Chazdon, R., Craven, D., De Almeida, J., Cabral, G., De Jong, B., Denslow, J., Dent, D., DeWalt, S., Dupuy, J., Durán, S., Espírito-Santo, M., Fandino, M., César, R., Hall, J., Hernández, J., Jakovac, C., Junqueira, A., Kennard, D., Letcher, S., Licona, J., Lohbeck, M., Marín, E., Martínez, M., Massoca, P., Meave, J., Mesquita, R., Mora, F., Muñoz, R., Muscarella, R., Nunes, Y., Ochoa, S., De Oliveira, A., Orihuela, E., Penã, M., Pérez, E., Piotto, D., Powers, J., Rodríguez, J., Romero, E., Ruíz, J., Saldarriaga, J., Sanchez, A., Schwartz, N., Steininger, M., Swenson, N., Toledo, M., Uriarte, M., Van Breugel, M., Van Der Wal, H., Veloso, M., Vester, H., Vicentini, A., Vieira, I., Vizcarra, T., Williamson, B., and Rozendaal, D. (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* 530, 211-214.

Popper, K. (1968). The logic of scientific discovery (New York, NY: Harper&Row).

Posey, D. (1985). Indigenous management of tropical forest ecosystems: the case of the Kayapo Indians of the Brazilian Amazon. *Agroforestry Systems* 3:139-158.

Posey, D. (1999). Culture and nature: the inextricable link. In *Cultural and spiritual values of biodiversity*, D. Posey and Oxford center for the environment ethics and Society, eds. (London: United Nations Environmental Program), pp. 1-18.

Potvin, C. (1997). La biodiversité pour le biologiste : « protéger » ou « conserver » la nature? Dans *La biodiversité, tout conserver ou tout exploiter?* M. Parizeau, éd. (Paris: De Boeck Université), pp. 37-46.

Primack, R., Rozzi, R., Feinsinger, P., Dirzo, R., Massardo, F. (2001). Fundamentos de conservación biológica. *Perspectivas latinoamericanas* (México D. F: Fondo de Cultura Económica).

Quiceno-Mesa, M., Cruz-Antia, D., Van Vliet, N., Neves De Aquino, J., and Schor, T. (2014). La invisibilidad de las cadenas comerciales de carne de monte en la triple frontera amazónica entre Colombia, Perú y Brasil. *Revista Colombia Amazónica* 7, 51-72.

Quinlan, A., Barbés-Blázquez, M., Haider, J., and Peterson, G. (2016). Measuring and assessing resilience: broadening understanding through multiple disciplinary perspectives. *Journal of Applied Ecology* 53, 677-687.

RAISG, EcoCiencia, Gaia Amazonas, Woods Hole Research Center, Instituto Socioambiental, Instituto del Bien Común, EDF, COICA. (2017). Territorios de los pueblos indígenas amazónicos, bosques y cambio climático : análisis y opciones de política (Brasilia: NORAD).

Rappaport, R. (1967). *Pigs for the ancestors : ritual in the ecology of a New Guinea people* (New Haven, CT: Yale University Press).

Redford, K. (1991). The ecologically noble savage. *Cultural Survival Quarterly* 15, 46-48.

Reid, J. (2014). Interrogating the neoliberal biopolitics of the sustainable development-resilience nexus. *International Political Sociology* 7, 107-122.

Resilience Alliance. (2010). *Assessing Resilience in Social-Ecological Systems : Workbook for Practitioners* (Stockholm: Resilience Alliance).

Revèret, J., et Webster, A. (1997). Vers une économie de la biodiversité? Dans *La biodiversité, tout conserver ou tout exploiter?* M.H. Parizeau, éd. (Paris: De Boeck Université), pp. 47-59.

Ridgely, R., and Greenfield, P. (2006). *Aves del Ecuador. Guía de Campo* (Quito: Fundación de Conservación JOCOTOCO).

Rival, L. (2004). El crecimiento de las familias y de los árboles: la percepción del bosque de los Huaorani. In *Tierra Adentro. Territorio indígena y percepción del entorno*, A. Surrallés et P. Garcia, eds. (Lima: IWGIA), pp. 97-120.

Robards, M., Schoon, M., Meek, C., and Engle, N. (2011). The importance of social drivers in the resilient provision of ecosystem services. *Global Environmental Change* 21, 522-529.

Robinson, J., and Redford, K. (1991). *Neotropical Wildlife Use and Conservation* (Chicago, IL: The University of Chicago Press).

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, S., Lambin, E., Lenton, T., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H., Nykvist, B., de Wit, C., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R., Fabry, V., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., and Foley, J. (2009). A safe operation space for humanity. *Nature* 461, 472-475.

Rodríguez, J., Beard, D., Bennett, E., Cumming, G., Cork, S., Agard, J., Dobson, A., and Peterson, G. (2006). Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society* 11, 28.

Rokeach, M. (1973). *The nature of human values* (New York, NY: The Free Press).

Roland, G. (2004). Understanding institutional change: Fast-moving and slow-moving institutions. *Studies in Comparative International Development* 38, 109-131.

Rolston, H. 2007. La valeur dans la nature et la nature de la valeur. Dans *Éthique de l'environnement: Nature, valeur, respect*, H. Afeissa, éd. (Paris: Librairie philosophique J. Vrin), pp. 153-186.

Roosevelt, A. (1989). Resource management in Amazonia before the conquest: beyond ethnographic projection. In *Resource management in Amazonia: indigenous and folk strategies*, D. Posey and W. Balée, eds. (New York, NY: The New York Botanical Garden), pp. 30-62.

Roosevelt, A. (2014). Anthropocene The Amazon and the Anthropocene : 13000 years of human influence in a tropical rainforest. *Anthropocene* 4, 69-87.

Ross, E. (1978). Food taboos, diet, and hunting strategy: The adaptation to animals in Amazon cultural ecology. *Current Anthropology* 19, 1-36.

Ross, E. (1984). La evolución de la economía de los jívaros en el contexto de la economía mundial. In *Relaciones interétnicas y adaptación cultural*, E. Ross, ed. (Quito: Colección Mundo Shuar), pp. 124-143.

Rostain, S. (2012). Between Sierra and Selva: Landscape transformations in upper Ecuadorian Amazonia. *Quaternary International* 249, 31-42.

Rostain, S. (2013). 10 mil años de inventos en la Amazonía. *Ecuador Terra Incognita* 85, 6-12.

Rudel, T., Defries, R., Asner, G., and Laurance W. (2009). Changing drivers of deforestation and new opportunities for conservation. *Conservation Biology* 23, 1396-1405.

Rudel, T., Katan, T., and Horowitz, B. (2013). Amerindian livelihoods, outside interventions, and poverty traps in the ecuadorian amazon. *Rural Sociology* 78, 167-185.

Sangha, K., Preece, L., Villarreal-Rosas, J., Kegamba, J., Paudyal, K., Warmenhoven, T., and RamaKrishnan, P. (2018). An ecosystem services framework to evaluate indigenous and local peoples' connections with nature. *Ecosystem Services* 31, 111-125.

Satz, D., Gould, R., Chan, K., Guerry, A., Norton, B., Satterfield, T., Halpern, B., Levine, J., Woodside, U., Hannahs, N., Basurto, X., and Klain, S. (2013). The challenges of incorporating cultural ecosystem services into environmental assessment. *Ambio* 42, 675-684.

Scheffer, M., Bascompte, J., Brock, W., Brovkin, V., Carpenter, S., Dakos, V., Held, H., Van Nes, E., Rietkerk, M., and Sugihara, G. (2009). Early-warning signals for critical transitions. *Nature* 461, 53-59.

Schlager, E., and Ostrom, E. (1992). Property-rights regimes and natural resources: a conceptual analysis. *Land economics* 68, 249-262.

Schlüter M, Biggs R, Schoon M, Robards M, Anderies J. 2015. Reflections on building resilience - interactions among principles and implications for governance. In *Principles for building resilience. Sustaining ecosystems services in social-ecological systems*, R. Biggs, M. Schlüter and M. Schoon, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 251-282.

Schmidt, M., Py-Daniel, A., Claide, P., Valle, R., Caromano, C., Texeira, W., Barbosa, C., Fonseca, J., Magalhães, M., Silva, D., da Silva, R., Guapindaia, V., Moraes, B., Lima, H., Neves, E., and Heckenberger, M. (2014). Dark earths and the human built landscape in Amazonia: a widespread pattern of anthrosol formation. *Journal of Archaeological Science* 42, 152-165.

Schmidt, V. (2008). Discursive Institutionalism: The Explanatory Power of Ideas and Discourse. *Annual Review of Political Science* 11, 303-326.

Scholte, S., Van Teeffelen, A., and Verburg, P. (2015). Integrating socio-cultural perspectives into ecosystem service valuation : A review of concepts and methods. *Ecological Economics* 114, 67-78.

Schoon, M., Robards, M., Brown, K., Engle, N., Meek, C., and Biggs, R. (2015a). Politics and the resilience of ecosystem services. In *Principles for building resilience. Sustaining ecosystems services in social-ecological systems*, R. Biggs, M. Schlüter and M. Schoon, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 32-49.

Schoon, M., Robards, M., Meek, C., and Galaz, V. (2015b). Principle 7 - Promote polycentric governance systems. In *Principles for building resilience. Sustaining ecosystems services in social-ecological systems*, R. Biggs, M. Schlüter and M. Schoon, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 226-250.

Schulz, M. (2011). The values of global futures. *Current Sociology* 59, 268-272.

Schwartz, S. (1994). Are there universal aspects in the structure and contents of human values? *Journal of Social Issues* 50, 19-45.

Scott, J. (1977). *The moral economy of the peasant: Rebellion and subsistence in Southeast Asia* (New Haven, CT: Yale University Press).

Scott J. 1990. *Domination and the arts of resistance. Hidden transcripts* (New Haven, CT: Yale University Press).

Seutin, G., Potvin, C., and Kraenzel, M. (2001). *Protecting biological diversity: roles and responsibilities* (Montreal, QC: McGill-Queen's University Press).

Sharifi, A. (2016). A Critical Review of Selected Tools for Assessing Community Resilience. *Ecological Indicators* 69, 629-647.

Skoog, G. (2005). *Supporting the development of institutions - formal and informal rules. An evaluation theme basic concepts*. (Stockholm: UTV Working Paper).

Slater, C. (2010). Metaphors and Myths in News Reports of an Amazonian « Lost Tribe »: Society, Environment and Literary Analysis. In *Environmental Social Sciences: Methods and Research Design*, I. Vaccaro, E. Alden Smith, and S. Aswani, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 157-187.

Smouts, M-C. (2001). *Forêts tropicales jungle internationale: les revers d'une écopolitique mondiale* (Paris: Presses de Sciences Po).

Soares-Filho, B., Moutinho, P., Nepstad, D., Anderson, A., Rodrigues, H., Garcia, R., Dietzsch, L., Merry, F., Bowman, M., Hissa, L., Silvestrini, R., and Maretti, C. (2010). Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *PNAS* 107, 10821-10826.

Somwaru, A., and Valdes, C. (2004). Brazil's Beef Production and Its Efficiency: A Comparative Study of Scale Economies. *GTAP Seventh Annual Conference on Global Economic Analysis Trade* 7: 1-19.

Soulé, M. 1985. What is Conservation Biology? A new synthetic discipline addresses the dynamics and problems of perturbed species, communities, and ecosystems. *Bioscience* 35, 727-734.

Southgate, D., and Whitaker, M. (2004). Los costos asociados a la expansión de la frontera agrícola en los trópicos húmedos de Ecuador. In *Antología de la economía ecuatoriana*, F. Falconí and J. Oleas, eds. (Quito: FLACSO - ECUADOR), pp. 279-292.

Spangenberg, J., Görg, C., Truong, D., Tekken, V., Bustamante, J., and Settele J. (2014). Provision of ecosystem services is determined by human agency, not ecosystem functions. Four case studies. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 10, 40-53.

Spangenberg, J., and Settele, J. (2016). Value pluralism and the place of economic valuation - defensible if well done. *Ecosystem Services* 18, 100-109.

Sponsel, L. (1986). Amazon Ecology and Adaptation. *Annual Review of Anthropology* 15, 67-97.

Spracklen, D., Arnold, S., and Taylor, C. (2012). Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forests. *Nature* 489, 282-285.

Starr, C., and Taggart, R. (2001). *Biology. The unity and diversity of life*, 9^e édition (Pacific Grove, CA: Brooks/Cole).

Stern, N. (2007). *The economics of climate change* (Cambridge: Cambridge University Press)

Steward, J. (1946). *Handbook of south american Indians* (Washington D. C: US Government Printing Office).

Steward, J. (1955). The Concept and Method of Cultural Ecology. In *Theory of culture change: the methodology multilinear evolution*, J. Steward ed. (Urbana, IL: University of Illinois Press), pp. 30-34.

Stiglitz, J. (1974). Growth with Exhaustible Natural Resources: Efficient and Optimal Growth Paths. *Review of Economic Studies Symposium issue*, 123-137.

Suich, H., Howe, C., and Mace, G. (2015). Ecosystem services and poverty alleviation: A review of the empirical links. *Ecosystem Services* 12, 137-147.

Sutton, M., and Anderson E. (2010). *Introduction to Cultural Ecology* (Lanham, MA: Alta Mira Press).

Tadaki, M., Sinner, J., and Chan, K. (2017). Making sense of environmental values: A typology of concepts. *Ecology and Society* 22, 7.

Taylor, A. (1994). El Oriente ecuatoriano en el siglo XIX: « el otro litoral ». In *Historia y región en el Ecuador*, J. Maiguashca, ed. (Quito: Corporación Editora Nacional), pp. 17-67.

Taylor, A., and Descola, P. (1981). El conjunto jivaro en los comienzos de la conquista española del Alto Amazonas. *Bulletin de l'Institut Français d'Etudes Andines* 10, 7-54.

Taylor, P. (1981). The ethics of respect of nature. *Environmental Ethics* 3, 197-218.

TEEB. (2008). An Interim report. (Wesseling: Welzel Hardt).

TEEB. (2010.) *The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations* (Washington D.C: Earthscan).

TEEB. (2012). *The economics of ecosystems and biodiversity in local and regional policy and management* (New York, NY: Earthscan from Routledge).

Tengö, M., Brondizio, E., Elmqvist, T., Malmer, P., and Spierenburg, M. (2014). Connecting diverse knowledge systems for enhanced ecosystem governance: The multiple evidence base approach. *Ambio* 43, 579-591.

Thomas, F. (2011). Cosmologies, diversité bioculturelle et préservation de l'environnement. *Natures Sciences Sociétés* 19, 129-132.

Thompson, J., and Newell, W. (1997). Advancing interdisciplinary studies. In *Handbook of the undergraduate curriculum: A comprehensive guide to purposes, structures, practices, and change*, J. Gaff and J. Ratcliff, eds. (San Francisco, CA: Jossey-Bass), pp. 393–415.

Thoren, H. (2011). Philosophy of Interdisciplinarity: Problem-Feeding, Conceptual Drift, and Methodological Migration. 3rd Biennial Conference of the Society for Philosophy of Science in Practice, 1-20.

Thorén, H., and Persson, J. (2013). The Philosophy of Interdisciplinarity: Sustainability Science and Problem-Feeding. *Journal for General Philosophy of Science* 44, 337-355.

Tirira, D. (2017). *Guía de campo de los mamíferos del Ecuador* (Quito: Ediciones Murciélago Blanco).

Toledo, V., and Barrera-Bassols, N. (2008). *La memoria biocultural: La importancia ecológica de la sabidurías tradicionales* (Barcelona: Icaria Editorial).

Townsend, W., Borman, R., Yiyoguaje, E., and Mendua, L. (2005). Cofán indians' monitoring of freshwater turtles in Zábalo, Ecuador. *Biodiversity and Conservation* 14, 2743-2755.

Turner, K., Paavola, J., Cooper, P., Farber, S., Jessamy, V., and Georgiou, S. (2003). Valuing nature: Lessons learned and future research directions. *Ecological Economics* 46, 493-510.

Turner, M. (2014). Political ecology I: An alliance with resilience? *Progress in Human Geography* 38, 616-623.

Turner, N., and Berkes, F. (2006). Coming to understanding: Developing conservation through incremental learning in the Pacific Northwest. *Human Ecology* 34, 495-513.

Turnhout, E., Bloomfield, B., Hulme, M., Vogel, J., and Wynne, B. (2012). Listen to the voices of experience. *Nature* 488, 8-9.

Turnhout, E., Waterton, C., Neves, K., and Buizer, M. (2013). Rethinking biodiversity: From goods and services to « living with ». *Conservation Letters* 6, 154-161.

Valdez, F. (2013a). *Primeras sociedades de la alta Amazonía* (Quito: INPC - IRD).

Valdez, F. (2013b). Las primeras sociedades de la Amazonía ecuatoriana. *Ecuador Terra Incognita* 85, 16-23.

Valencia, J., Toral, E., Morales, M., Betancourt, R., and Barahona, A. (2008a). *Guía de Campo de los Anfibios del Ecuador* (Quito: Fundación Herpetológica Gustavo Orcés).

Valencia, J., Toral, E., Morales, M., Betancourt, R., and Barahona, A. (2008b). *Guía de Campo de Reptiles del Ecuador* (Quito: Fundación Herpetológica Gustavo Orcés).

Vallée, L., et Crépeau R. (1984). *La guerre chez les Shuar (Jivaro): la quête du pouvoir* (Montreal: Université de Montréal).

Van Riper, C., Landon, A., Kidd, S., Bitterman, P., Fitzgerald, L., Granek, E., Ibarra, S., Iwaniec, D., Raymond, C., and Toledo, D. (2017). Incorporating sociocultural phenomena into ecosystem-service valuation: The importance of critical pluralism. *BioScience* 67, 233-244.

Vasco, C., and Sirén, A. (2019). Determinants of Wild Fish Consumption in Indigenous Communities in the Ecuadorian Amazon. *Society and Natural Resources* 32, 21-33.

Vatn, A., and Bromley, D. (1994). Choices without prices without apologies. *Journal of environmental economics and management* 26, 129-148.

Vayda, A., and Mccay, B. (1975). New Directions in Ecology and Ecological Anthropology. Source: *Annual Review of Anthropology* 4, 293-306.

Verwer, C., Peña-Claros, M., Van Der Staak, D., Ohlson-Kiehn, K., Sterck, F. (2008). Silviculture enhances the recovery of overexploited mahogany *Swietenia macrophylla*. *Journal of Applied Ecology* 45, 1770-1779.

Vickers, W. (1993). Changing tropical forest resource management strategies among the siona and secoya indians. In *Tropical forest people and food biocultural interactions and applications to development* (Paris: UNESCO), pp. 463-478.

Vickers, W. (1988). Game depletion hypothesis of Amazonian adaptation: Data from a native community. *Science* 239, 1521-1523.

Viveiros de Castro, E. (1996). Images of Nature and Society in Amazonian Ethnology. *Annual Review of Anthropology* 25, 179-200.

Viveiros de Castro, E. (2004). Perspectivismo y multinaturalismo en la América indígena. In *Tierra Adentro. Territorio indígena y percepción del entorno*, A. Surrallés and P. García Hierro, eds. (Lima: Tarea Gráfica Educativa), pp. 37-80.

von Hayek, F. (1989). *The fatal conceit : the errors of socialism* (Chicago, IL: University of Chicago Press).

Walker, B., Holling, C., Carpenter, S., and Kinzig, A. (2004). Resilience, adaptability and transformability in social--ecological systems. *Ecology and Society* 9, 5.

Walker, J., and Cooper, M. (2011). Genealogies of resilience: From systems ecology to the political economy of crisis adaptation. *Security Dialogue* 42, 143-160.

Walker, W., Gorelik, S., Baccini, A., Aragon-Osejo, J., Josse, C., Meyer, C., Macedo, M., Cicero, A., Rios, S., Katan, T., de Souza, A., Cuellar, S., Llanos, A., Zager, I., Díaz, G., Solvik, K., Farina, M., Moutinho, P., and Schwartzman, S. (2020). The role of forest conversion, degradation, and disturbance in the carbon dynamics of Amazon indigenous territories and protected areas. *PNAS* 117, 3015-3025.

Wang, X., Edwards, L., Auler, A., Cheng, H., Kong, X., Wang, Y., Cruz, F., Dorale, J., and Chiang, H. (2017). Hydroclimate changes across the Amazon lowlands over the past 45,000 years. *Nature* 541, 204-207.

Washington, H., Taylor, B., Kopnina, H., Cryer, P., and Piccolo J. (2017). A statement of commitment to ecocentrism. *Ecological Citizen*.

West, P. (2005). Translation, Value, and Space: Theorizing an Ethnographic and Engaged Environmental Anthropology. *American Anthropologist* 107, 632-642.

Wilcox, B., and Murphy D. (1985). Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist* 125, 879-887.

Willis, K., Jeffers, E., Tovar, C. (2018). What makes a terrestrial ecosystem resilient? *Science* 359, 988-989.

Wilson, E. (1995). Biophilia and the conservation ethic. In *The biophilia hypothesis*, S. Kellert and E. Wilson, eds. (Washington D.C: Island Press), pp. 31-41.

Wilson, E. (2016). *Half Earth* (New York, NY: W. W. Norton & Company Ltd).

Wu, J. (2013). Landscape sustainability science: Ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecology* 28, 999-1023.

Wutich, A., and Gravlee, C. (2010). Water Decision-Makers in a Desert City: Text Analysis and Environmental Social Science. In *Environmental Social Sciences: Methods and Research Design*, I. Vaccaro, E. Alden Smith, et S. Aswani, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 188-211.

Zambrano, C., and Barragán, L. (2014). Fiebre de selva. La Amazonía y el cambio climático. *Ecuador Terra Incognita* 88, 10-17.

Zanotti, L., Glover, D., and Sepez, J. (2010). Local communities and natural resources: ethnobiology in practice. In *Environmental Social Sciences: Methods and Research Design*, I. Vaccaro, E. Alden Smith, et S. Aswani, eds. (Cambridge: Cambridge University Press), pp. 110-131.

Zarger, R., and Stepp, J. (2004). Persistence of Botanical Knowledge among Tzeltal Maya Children. *Current Anthropology* 45, 413-418.

Zarrillo, S., Gaikwad, N., Lanaud, C., Powis, T., Viot, C., Lesur, I., Fouet, O., Argout, X., Guichoux, E., Salin, F., Solorzano, R., Bouchez, O., Vignes, H., Severts, P., Hurtado, J., Yepez, A., Grivetti, L., Blake, M., and Valdez, F. (2018). The use and domestication of *Theobroma cacao* during the mid-Holocene in the upper Amazon. *Nature Ecology & Evolution* 2, 1879-1888.

